



Česká zemědělská univerzita v Praze

**Fakulta životního  
prostředí**

**Kvantifikace degradačních procesů způsobených vodní erozí  
u půdoochranných způsobů hospodaření vybraných zemědělských  
plodin**

**Quantification of soil degradation processes caused by water erosion  
in soil conservation techniques of selected agricultural crops**

Disertační práce typu „*Soubor prací*“

Doktorand: Ing. David Kabelka

Školitel: Ing. Jan Vopravil, Ph.D.

Obor: Úpravy vodního režimu krajiny

Katedra: Biotechnických úprav krajiny

Praha, 2020

### **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem předloženou disertační práci s názvem **„Kvantifikace degradačních procesů způsobených vodní erozí u půdochranných způsobů hospodaření vybraných zemědělských plodin“** vypracoval samostatně a použil pouze prameny uvedené v seznamu literatury.

V Praze dne 29. 3. 2020

Ing. David Kabelka

## **Poděkování**

Děkuji především školiteli Ing. Janu Vopravilovi, Ph.D. za odbornou podporu v průběhu doktorského studia i cenné rady při zpracování mé disertační práce. Nesmím opomenout na poděkování panu prof. Ing. Miloslavovi Janečkovi, DrSc., který byl mým školitelem v době nástupu na doktorské studium. Dále děkuji všem spoluautorům článků za jejich odborný přínos a spolupráci při získávání a zpracovávání dat.

## Obsah

<b>Úvod</b> .....	<b>5</b>
<b>Cíle disertační práce</b> .....	<b>7</b>
<b>Literární rešerše</b> .....	<b>8</b>
Půda a její funkce .....	8
Degradace půdy – problém celého světa.....	10
Vodní eroze jako jeden z degradačních procesů .....	12
Možnosti půdoochranného hospodaření .....	15
Výzkum v oblasti vodní eroze.....	18
<b>Vlastní práce – soubor vědeckých prací</b> .....	<b>22</b>
<b>Komentář k publikacím</b> .....	<b>23</b>
Stručný popis vědeckých studií.....	23
Odborné studie součástí komplexního výzkumu .....	26
Využití výsledků studií v oblasti ochrany půdy .....	38
<b>Souhrnná diskuze</b> .....	<b>42</b>
<b>Závěrečné shrnutí</b> .....	<b>51</b>
<b>Summary</b> .....	<b>54</b>
<b>Použitá literatura</b> .....	<b>57</b>
<b>Přílohy</b> .....	<b>81</b>

## Úvod

*„V podstatě veškerý život závisí na půdě ... život nemůže existovat bez půdy  
a žádná půda nemůže existovat bez života; vyvinuly se společně.“*

*(Charles Kellogg)*

*„Národ, který ničí půdu, ničí sám sebe.“*

*(Franklin Delano Roosevelt)*

Půda patří mezi nejcennější bohatství každého státu. Důležitost a významnost půdy se ve společnosti zejména v průběhu 20. století postupně vytrácela. To vedlo až ke stavu, kdy zemědělské pozemky s úrodnou půdou byly intenzivním zemědělstvím doslova drancovány. Tento způsob hospodaření byl samozřejmě trvale neudržitelný. Dopady intenzivního zemědělství se projeví ve snížené úrodnosti půd, znečištění řek a dalších složek životního prostředí. Již ve druhé polovině 20. století se u nás začaly objevovat názory na potřebu ochrany půdy před její degradací. Od polistopadové revoluce tyto ohlasy a potřeby na ochranu půdy neustále sílí. Zemědělství je v dnešní době založeno z velké části na získávání dotací. K tomu, aby zemědělec dosáhl na příslušnou dotaci, musí dodržovat řadu opatření. Zaváděné změny týkající se ochrany půdy však prozatím nejsou dostatečné. Postupně tak u nás, ale i ve světě dochází ke zhoršování stavu půd. Společnost si bohužel nedokáže dostatečně uvědomit, že půda má své limity, které nesmí být překročeny. Její obnova přitom trvá stovky až tisíce let.

Přestože se podmínky pro hospodaření na zemědělské půdě zpříšňují, paradoxně je na půdu kladen stále větší tlak. Tlakem jsou myšleny především: snižující se výměra zemědělské půdy (zábor v důsledku zástavby), změny klimatu a růst populace. Do budoucna bude nezbytné zvýšit celkovou produkci potravin na ubývající výměře zemědělské půdy a přizpůsobit hospodaření extrémnímu počasí. Tato skutečnost staví zemědělství do nelehké úlohy. V zásadě je potřeba skloubit tři základní ukazatele: zajistit požadované výnosy pro obživu, ochránit půdu před degradací, hospodařit za ekonomicky udržitelných podmínek. Vlivem technologického pokroku dnes známe

způsoby hospodaření splňující všechny tři výše zmíněné ukazatele. Tento způsob hospodaření můžeme nazvat jako půdoochranný. Pro zajištění trvale udržitelného rozvoje bude v budoucnu nutné využívat půdoochranný způsob hospodaření stále častěji. V České republice se již několik let musí při pěstování plodin s nízkou ochrannou funkcí na erozně ohrožených pozemcích hospodařit s využitím půdoochranné technologie s cílem omezit nadměrnou degradaci půdy. Vzhledem k předpokladu rostoucí významnosti půdoochranného způsobu hospodaření je nezbytné sledovat a kvantifikovat přínosy těchto technologií. Disertační práce je z tohoto důvodu zaměřena na kvantifikování degradačních procesů způsobených vodní erozí u třech vybraných zemědělských plodin, které jsou svým tradičním způsobem pěstování náchylné ke vzniku vodní eroze.

Při výběru byl kladen důraz, aby ověřované plodiny a jejich technologické postupy pěstování měly v rámci českého zemědělství určitý význam. Pro výzkum byl proto zvolen chmel, kukuřice a čirok. Vzhledem k tomu, že český chmel má ve světě své výsadní postavení, rozhodl se náš výzkumný tým ověřit a kvantifikovat půdoochranný způsob hospodaření právě ve chmelnicích. Chmelnice vyskytující se na svažitéch pozemcích patří při klasickém způsobu hospodaření mezi vůbec nejvíce erozně ohrožené plochy. Druhou vybranou plodinou byla kukuřice setá. Ta je u nás nejčastěji pěstovanou erozně náchylnou plodinou. Kukuřice setá zároveň spadá mezi tzv. plodiny s nízkou ochrannou funkcí půdy a je žádoucí mít k dispozici ověřené půdoochranné způsoby pěstování. Třetí ověřovanou zemědělskou plodinou byl čirok. Čirok lze chápat jako určitou alternativu ke kukuřici. Díky probíhajícím klimatickým změnám a postupnému růstu teploty by mohl být čirok v budoucnu více využíván. Má tak na území České republiky značný potenciál.

V případě využití půdoochranného způsobu hospodaření ověřeného v disertační práci si může konečný uživatel udělat reálnou představu o protierozní účinnosti jednotlivých technologií ve srovnání s konvenčním hospodařením. V představených studiích bylo sledováno množství erodovaného materiálu, velikost povrchového odtoku a množství vyplavené organické hmoty. Omezení degradačních faktorů je základním požadavkem pro dosažení trvale udržitelného hospodaření.

## Cíle disertační práce

Zemědělská činnost by měla být rentabilní, ale zároveň „šetrná“ k životnímu prostředí, obzvláště pak k půdě samotné. Jednou z možností, jak tohoto stavu dosáhnout je využití půdoochranných technologií. Jejich uplatňováním je možné dosahovat odpovídajících výnosů a současně omezovat rozsah degračních procesů probíhajících v půdě. Degradace půdy je a nadále zcela jistě bude celosvětovým problémem. Proto je potřeba ověřovat vhodné způsoby hospodaření. Jednotlivé degrační procesy (vodní eroze, utužení, nedostatek organické hmoty v půdě apod.) spolu úzce souvisí. Na půdu tak musíme nahlížet jako na jeden celek a degradaci půdy řešit komplexně.

V rámci disertační práci byly vymezeny tři základní cíle:

- ověřit pomocí polního simulátoru deště půdoochranný a konvenční způsob hospodaření u předem vybraných zemědělských plodin (chmel, kukuřice, čirok),
- kvantifikovat půdoochranný efekt u jednotlivých technologií (stanovit míru vodní eroze, množství povrchového odtoku a vyplavování organické hmoty),
- poskytnout zemědělské veřejnosti informace o technologiích, pomocí kterých bude možné trvale udržitelně hospodařit na pozemcích s danou plodinou.

## Literární rešerše

### Půda a její funkce

Půda má v rámci ekosystému velmi důležitou roli (Haygarth a Ritz, 2009; Grêt-Regamey et al., 2016; McBratney et al., 2014). Vzniká na rozhraní mezi atmosférou, hydrosférou, litosférou a biosférou a tvoří jakýsi obal Země (Bouma, 2010; Dominati et al., 2014). Její existence je jedním ze základních předpokladů veškerého pozemského života (Blanco a Lal, 2008). Právě na půdě je možné poukázat na složitost a komplexnost přírodních systémů. Věda zabývající se půdou znamená studium komplikovaných, vzájemně provázaných procesů týkajících se fyzikálních, chemických a biologických složek půdy (Shainberg, 2000). **Tradičně je půda v zemědělství považována za základní výrobní prostředek** (Morgan, 2009), kdy utváří prostředí růst zemědělských plodin (Larson a Perce, 1991; Blanco a Lal, 2008). **Půda má řadu dalších neméně významných tzv. „mimoprodukčních“ funkcí.** Jejich přehled je uveden v knize *Půda a její hodnocení v ČR – Díl I.* (Vopravil et al., 2010). V publikaci jsou uvedeny následující funkce:

**filtrační funkce půdy** – umožňuje vsak vody do půdního prostředí (infiltraci) a propustnost vody při průchodu tímto prostředím. Voda se zároveň obohacuje o látky obsažené v půdním prostředí a má schopnost je případně neutralizovat (např. kyselé srážky). Filtrační funkce půdy zásadním způsobem ovlivňuje dotaci, složení a kvalitu podzemních vod, pramenů, vodních toků a nádrží.

**retenční a akumulární funkce půdy** – je chápána jako retence vody v půdě, ale zadržována je celá řada dalších látek. Mohou to být rostlinné živiny v organické hmotě nebo v minerálním sorpčním komplexu. Půda může vázat různé znečišťující látky, polutanty či kontaminanty. Retenční potenciál půdy je obrovský.

**pufrační schopnost půdy** – tlumí dynamiku některých půdních vlastností. Pufrační funkce tlumí změny půdní reakce (okyselování, acidifikace), rychlé teplotní změny apod. Při výrazném poklesu půdní reakce vyvolané zvenčí, ztrácí půda svou pufrační schopnost a změny jsou nevratné.



**transformační funkce půdy** – zabezpečuje přeměnu látek v jejich cyklu, umožňuje procesy rozkladu, mineralizace a syntézy. Porušení této funkce může způsobovat znečištění půdy a půdní vody nebo problémy s výživou rostlin. Na transformační funkci navazuje funkce asanační.

**asanační funkce** – je součástí transformační funkce a často s ní bývá spojována. Svým významem zahrnuje procesy rozkladu a mineralizace živočišných (a lidských) organismů. Na asanační funkci půdy jsou kladeny požadavky při výběru míst pro hřbitovy.

**transportní funkce** – umožňuje migraci látek v půdním prostředí a vzájemný přenos látek mezi pedosférou, hydrosférou a atmosférou. Transport látek probíhá vertikálně (nahoru do atmosféry, dolů do geologického podloží a podzemních vod) i paralelně s povrchem půdy (smyvem po povrchu, vnitropůdními toky v závislosti na reliéfu a klimatu). Nejčastějším transportním médiem je v půdě voda.

**funkce půdy jako genové rezervy a prostředí pro živočichy** – půda je životním prostorem a základem života všech suchozemských organismů. Pro dosažení optimálních půdních podmínek je nezbytná přítomnost organismů a mikroorganismů v půdním prostředí.

**kulturní funkce půdy** – díky půdě můžeme lépe porozumět historickému vývoji přírody a lidské činnosti. Půda má tu schopnost, že ve svých znacích archivuje a uchovává změny klimatu, vegetace. Do této oblasti rovněž spadají paleontologické a archeologické nálezy.

Všechny půdní funkce (produkční i mimoprodukční) jsou v úzkých vzájemných vztazích a jsou zranitelné degradačními procesy. K tomu, aby půda mohla plnit své funkce, nesmí být zásadním způsobem tyto vzájemné vztahy narušeny. Gram půdy může obsahovat až miliardu bakteriálních buněk z deseti tisíc druhů (Fierer, 2017). Právě stav půdní bioty je považován za nejcitlivější ukazatel kvality půdy díky vysoké citlivosti na změny podmínek prostředí (Bastida et al., 2008; Bone et al., 2010; Kibblewhite et al., 2008).

Bohužel v dnešní době jsou často vlivem dlouhodobého intenzivního zemědělství tyto půdní vztahy narušeny, což následně ovlivňuje fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy. Na případné změny ve způsobu hospodaření, ať už pozitivní nebo

negativní, obvykle reagují půdy pomalu. To je příčina, proč je obtížné určit změny v půdní kvalitě předtím, než dojde k nenávratnému poškození (Nortcliff, 2002). Při zacházení s půdou nesmí být člověk krátkozraký, ale je nutné brát v potaz, že půda má zcela zásadní roli ve stabilitě ekosystémů (Blanco a Lal, 2008), a že i další generace budou muset hospodařit na půdě za účelem obživy. Není jim proto možné předat degradovanou půdu, kde bude jen velmi obtížné dosáhnout požadované produkce.

### Degradace půdy – problém celého světa

Celkový stav půdy a rozsah její degradace silně závisí na způsobu hospodaření (Blaikie a Brookfield, 1987; Nachtergaele et al., 2011). Případné narušení postihuje celý ekosystém (Robinson et al., 2013) včetně lidské společnosti a jejího zdraví (Oliver, 1997). Samotná degradace půdy obvykle znamená narušení či změnu půdních vlastností (fyzikálních, fyzikálně-chemických, chemických a biologických), což se projevuje v poklesu kvality půdy (Johnson et al., 1997; Lal, 2009). Degradaci půdy ovlivňuje mnoho činitelů. Mezi nejdůležitější řadíme trvale neudržitelné způsoby hospodaření (Dudka a Adriano, 1997). Zemědělství od svého vzniku v Neolitu prošlo řadou změn po celém světě. Výsledkem lidské činnosti byly postupné změny krajiny a životního prostředí (Bouma et al., 1998; Huntley et al., 2002; Kaplan et al., 2009). Ty se projeví v oblasti hydrologie, biologie, půdy apod. (Benito et al., 2010; Macklin et al., 2010). Dlouhodobá degradace půdy spočívá v postupném poklesu produkce a schopnosti půdy vyrovnávat se s případnými negativními vlivy (Lal, 2001; Okleman, 1988).

Za hlavní degradační procesy jsou považovány: eroze půdy způsobená vodou či větrem, extrémní půdní reakce (okyselování půl či jejich zasolování), degradace struktury půdy, nadměrné utužení a zamokření, půdní sucho, soliflukce, desertifikace, ztráta organické hmoty, biologická degradace, nepříznivé změny v obsahu a koloběhu živin, pokles pufrční schopnosti půdy nebo kontaminace přírodními a antropogenními zdroji (Blum, 1997; Várallya, 1989). Jednotlivé typy degradace spolu vzájemně souvisí. Převažující typ degradace podmiňuje vznik dalších typů a dochází tak k řetězové reakci, kterou je obtížné zastavit (MZe, 2018).

V současnosti je celosvětově degradací ohroženo velké množství zemědělské půdy. Obecně se předpokládá, že je zasaženo některým z typů degradace přibližně 30 % zemského povrchu (Nkonya et al., 2016). Bai et al. (2008) uvádí ve své studii odhad podílu degradačních procesů na celkové degradaci půdy: vodní a větrná eroze (až 83 %), nedostatek živin (cca 4 %), nadměrné zasolení (méně než 4 %), kontaminace půdy (cca 1 %), špatná struktura půdy (cca 4 %). V České republice je vodní erozí potenciálně ohroženo více než 50 % zemědělské půdy (Šarapatka a Bednář, 2015). V situační zprávě o půdě od Ministerstva zemědělství České republiky (MZe, 2018) je rovněž uvedeno potenciální ohrožení vodní erozí vyšší než 50 % celkové rozlohy půdního fondu. Z hlediska dalších degradačních procesů je ve zprávě uvedeno potenciální ohrožení: větrnou erozí 18 % území, utužením 49 % území a acidifikací 62 % území.

Podle dokumentu Evropské komise (2006) *Thematic Strategy for Soil Protection* jsou v Evropě z hlediska půdy hlavními hrozbami: eroze půdy (odhaduje se, že 115 milionů hektarů je vysvateno vodní erozí a 42 milionů hektarů erozí větrné), pokles organické hmoty (až 45 % evropské půdy má malý obsah organické hmoty), lokální a plošné znečištění (potenciálně kontaminovaných oblastí je přibližně 3,5 milionu hektarů), zábor půdy v důsledku zástavby, utužení, pokles biodiverzity, zasolení, povodně a s nimi spojené sesuvy půdy. Všechna výše uvedená čísla je potřeba brát s určitým nadhledem, neboť přesné vyčíslení rozsahu degradačních procesů je velmi obtížné (Gomiero, 2016).

Výsledkem zanedbávané degradace půdy může být až nevratná degradace půdního fondu (Morgan, 2009). Naštěstí ve vyspělém světě již dochází k posunu směrem k ochraně půdy a podpoře udržitelného využívání půdy v podobné míře jako v oblasti vody a vzduchu (Blum, 2003; Quevauviller a Olazabal, 2003). Hlavní příčiny je možné shledávat v rozšiřování legislativních nařízení a předpisů zahrnujících ochranu půdy, optimalizaci managementu hospodaření, posuzování vlivů zemědělské činnosti na životní prostředí a jejich následné kvantifikaci (Fleming et al., 2000; Glasson et al., 2005; Nathanail a Bardos, 2005; Urusevskaya, 2007). Opatření týkající se ochrany půdy nicméně stále nejsou dostatečná. Ve světovém měřítku i v dnešní době v mnoha regionech zcela převládají ekonomické ukazatele nad přírodními (Syvitski, 2005; Syvitski a Kettner, 2011; Jenny et al., 2014).

## Vodní eroze jako jeden z degradačních procesů

Vodní eroze půdy patří zcela jistě mezi nejzávažnější degradační procesy (Boardman et al., 1990; Novara et al., 2011). Již ve druhé polovině 19. století byla eroze půdy považována za jeden z nejvýznamnějších environmentálních problémů (Bakker et al., 2007). V souvislosti s erozí je potřeba si uvědomit, že jeden centimetr půdy se tvoří desítky až stovky let a následná obnova takto degradované půdy je velmi dlouhým, nákladným procesem (Randolph, 2004). Erozi lze označit za přírodní proces, při kterém dochází k rozrušování povrchu půdy, transportu půdních částic a jejich následné sedimentaci v nižších polohách svahu. Smyté půdní částice jsou případně dále transportovány v hydrografické síti (Blanco a Lal, 2008; Piccarreta et al., 2012). Ačkoliv je výskyt vodní eroze stálý a přirozený jev, její rozsah je silně ovlivňován lidskou činností, obzvláště pak neudržitelným způsobem hospodaření (Boardman et al., 1990; Cerdà, 1994; Martínez-Casasnovas et al., 2016; Montgomery, 2007). Vodní eroze podpořená lidskou činností odnáší půdní částice v takovém rozsahu, že nestačí být nahrazeny přirozeným půdotvorným procesem (Vopravil et al., 2010).

Na výskyt vodní eroze má vliv celá řada ukazatelů. Mezi nejdůležitější patří: **topografické podmínky** (Cerdan et al., 2010; Koulouri a Giourga, 2007; Musgrave, 1947), kde rozhodující je velikost sklonu svahu a jeho délka (McCool, 1982; Zachar, 1982; Koulouri a Giourga, 2007); **způsob hospodaření** (Mondal et al., 2015); **vegetační pokryv půdy** (Paroissien et al., 2015); **náchylnost půdy k erozi** (Blanco a Lal, 2008); **intenzita deště** (Bouraoui et al., 2004; Tang et al., 2015; Zhang, 2012); **časové rozdělení srážek v průběhu roku** (Maeda et al., 2010). Pokud přívalové deště zasáhnou nechráněnou zemědělskou půdu, mají silné erozivní účinky. V takovém případě může dojít k výraznému snížení orniční vrstvy během relativně krátké doby. Díky vysoké intenzitě srážek dochází k překročení infiltrační kapacity půdy (Poesen et al., 2003), je snižována její saturační schopnost (Kirkbride a Reeves, 1993; Zachar, 2011), postupně je zvyšována půdní vlhkost (Imeson a Lavee, 1998; Nearing et al., 2004) a nastává povrchový odtok. V něm se vlivem kinetické energie srážek dopadajících na půdu akumulují oddělené půdní částice (Poesen et al., 2003). Tyto procesy následně vyvolávají vodní erozi půdy (Mohamadi a Kaviani, 2015).

Množství sedimentu v povrchovém odtoku je závislé nejen na uvolnění částic půdy srážkou, ale rovněž na rychlosti povrchového odtoku a vznikajícím tečném napětí na povrchu půdy (Morgan, 2009). V místě smyvu vzniká řada problémů v podobě zhoršených fyzikálních, chemických a biologických půdních vlastností (Lal et al., 2000). Eroze způsobuje řadu problémů mimo zasažený pozemek. Příkladem je ukládání sedimentů v říčních korytech či zanášení vodních nádrží (Mullan, 2013). Do vodních toků se touto cestou dostává velké množství těžkých kovů, hnojiv a pesticidů. To může vážným způsobem ovlivnit kvalitu vodních zdrojů (Vanmaercke et al., 2011), být příčinou vodní eutrofizace nebo negativním způsobem ovlivnit koloběh uhlíku, dusíku a fosforu (Chen et al., 2010; Quinton a Catt, 2007).

Při hodnocení rozsahu vodní eroze a jejího vlivu na půdní vlastnosti je potřeba počítat s velmi velkou rozmanitostí půdního prostředí (Šimek et al., 2019). To, co platí pro jednu oblast, nemusí platit v oblasti jiné. Každé místo na naší planetě je svým způsobem jedinečné a to samé platí pro půdu (Rejšek a Vácha, 2018). Změny půdních vlastností v důsledku eroze jsou dlouhodobým procesem (Duan et al., 2011) a zpravidla je nelze hodnotit v krátkých časových úsecích. Tato skutečnost nutně vede k určité nejistotě při měření půdních vlastností, přesto je možné stanovit obecný vliv vodní eroze na některé půdní vlastnosti: 1) **v místě smyvu je snižována mocnost svrchní vrstvy půdy** (Lowery et al., 1995; Fullen a Brandsma, 1995; Arriaga et al., 2003). Je to jeden ze základních ukazatelů vodní eroze (Ebeid et al., 1995); 2) **obsah organické hmoty v půdě se působením eroze mění** (Papiernik et al., 2009; Šarapatka et al., 2018). Organická hmota je vyplavována a erodovaný pozemek se stává méně úrodným; 3) **vodní eroze má vliv na zastoupení zrnitostních frakcí v půdě** (Litaor, 1992; Fullen a Brandsma, 1995). Obecným předpokladem je, že nejprve jsou odnášeny jemnější částice. Až následně s rostoucím povrchovým odtokem a jeho transportními silami jsou postupně odnášeny těžší půdní částice (Pasák et al., 1984). Výsledkem může být vyšší šterkovitost pozemku; 4) **svým působením ovlivňuje vodní eroze rozmístění i množství mikroorganismů v půdě** (García a Hernández, 1997). Rozmístění mikroorganismů do jisté míry odpovídá rozmístění organické hmoty, neboť mikroorganismy jsou její součástí. Část organické hmoty je navíc pro mikroorganismy potravou, a tudíž jejich četnost vzrůstá s růstem organické hmoty v půdě (Moreno-de las Heras, 2009; Mabuhay et al., 2006; Hou et al., 2014); 5) **vodní eroze má vliv na půdní reakci** (Gachene et al., 1997); 6) **během procesu eroze je**

**měněna struktura půdy** (Packer et al., 1992; Bronick a Lal, 2005). Vliv vodní eroze na strukturu půdy je však velmi těžko měřitelná půdní vlastnost, jelikož se týká prostorového uspořádání částic; 7) **vodní eroze ovlivňuje pórovitost půdy** (Abdullahi, 2018; Jankauskas et al. 2008; Ebeid et al. 1995); 8) **na erodovaném místě dochází k nadměrnému vyplavování chemických látek přítomných ve svrchní vrstvě půdy**. Zejména je vyplavován fosfor a dusík, ale i další chemické látky (Papiernik et al., 2009; Fullen a Brandsma, 1995); 9) **vodní eroze působí na retenční kapacitu půd** (Lowery et al., 1995). Spitz et al. (2000) uvádí závislost retenční kapacity půdy na hloubce půdy, zrnitostním složení, obsahu skeletu a humusu či na půdní struktuře. Pokud jsou uvedené půdní vlastnosti ovlivňovány vodní erozí, je předpoklad následného ovlivnění retenční kapacity půdy.

Vodní eroze se dělí z hlediska rozsahu do několika forem. Podle *Příručky ochrany proti erozi zemědělské půdy* (Novotný et al., 2017) může být vodní eroze plošná, rýžková, brázdová, rýhová, výmolná a stržová. McCool a Williams (2008) uvádí, že základem vodní eroze je plošná a rýhová eroze. Za první fázi vodní eroze půdy je považována eroze plošná. Angulo-Martinez et al. (2012) ji definuje jako komplexní proces, který způsobuje oddělování půdních částic vlivem dopadajících dešťových kapek na povrch půdy a jejich následný přesun na krátkou vzdálenost (Jomaa et al., 2012; Hudson, 2006; Kinnell, 2005; Morgan, 2009; Ryžak et al., 2015; Sempere-Torres et al., 1994). Rýhová eroze nastává při soustředěném povrchovém odtoku (Poesen et al., 2003) a Valentin et al. (2005) ji označuje za hlavní formu eroze po celém světě. Půdy jsou takto nenávratně ochuzovány o orniční vrstvu (nejúrodnější část), což má negativní ekonomický dopad na uživatele půdy. Ten musí zvyšovat vnější vstupy do půdy s cílem udržet požadovanou úrodnost a zisk (Morgan, 2009). Zvyšovat vnější vstupy v podobě minerálních hnojiv a jiných agrochemikálií nejde donekonečna. Naopak by měla být snaha tyto přírodě cizí látky omezovat na minimum. Pochopení procesů spojených s vodní erozí je klíčovým faktorem pro uplatňování správného hospodářského managementu, jehož cílem je minimalizace erozního ohrožení (García-Díaz et al., 2017; Keesstra et al., 2016).

## Možnosti půdoochranného hospodaření

Půdoochranné technologie jsou označovány jako nástroj na omezení vodní eroze a jejich cílené zavádění do systémů hospodaření je známé od konce 40. let 20. století (Morgan, 2009; Montgomery, 2007; Cerdà et al., 2009). Půdoochranný způsob hospodaření má řadu přínosů a principem je snížení počtu agrotechnických operací a minimalizace zpracování půdy. Rovněž by měl být kladen důraz na ochranu veřejného zdraví a bezpečnosti (Brevik a Sauer, 2015; Galati et al., 2015; Marques et al., 2015; Mekonnen et al., 2015).

Půdoochranné hospodaření je založeno na základech trvale udržitelného hospodaření, které má tři hlavní pilíře: zodpovědný přístup k půdě, zajištění ekologických funkcí krajiny a ekonomicky konkurenceschopná produkce (Smutný et al., 2015). Naopak konvenční hospodaření chápe půdu pouze jako výrobní složku a je široce spojováno s negativními dopady na fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy (Uri, 2000; Nail et al., 2007; Moussa-Machraoui et al., 2010). Na rozdíl od půdoochranných technologií je spojeno s orbou a silným narušením povrchu půdy s méně než 15 % rostlinných zbytků na povrchu (El Titi, 2002). Tento způsob zpracování půdy je označován za hlavní příčinu snižování obsahu organické hmoty a živin v půdě (Mutema et al., 2013).

Charakteristickým znakem půdoochranných technologií je naopak ponechání zbytků předplodin nebo biomasy meziplodin na povrchu půdy, případně jejich mělké zapravení (Alberts a Niebling, 1994; Blanco a Lal, 2008). Rostlinné zbytky na povrchu půdy přinášejí několik pozitivních efektů: 1) **chrání půdu před dopadajícími kapkami** (Blavet et al., 2009; Jordán et al., 2010; Sadeghi et al., 2015), čímž dochází ke snížení povrchového odtoku a ztráty půdy (Cook et al., 2006; García-Orenes et al., 2012; Keesstra et al., 2016; Prosdocimi et al., 2016). Právě ztráta půdy a omezení povrchového odtoku patří mezi významné benefity rostlinných zbytků (Cerdà, 2001; Groen a Woods, 2008; Prats et al., 2014); 2) **zvyšují drsnost povrchu** (Cerdà, 2001; Jordán et al., 2010). Zdrsnělý povrch zpomaluje povrchový odtok a umožňuje zachytávání půdy a živin (Cerdà, 1998; Gholami et al., 2013); 3) **zvyšují infiltrační kapacitu** (Jordán et al., 2010; Wang et al., 2016) a **zásobu vody v půdě** (Cook et al., 2006; Mulumba a Lal, 2008); 4) **podporují biologickou aktivitu některých druhů**

**živočichů**, např. žížal, ale i samotných plodin (Fonte et al., 2010; Thierfelder et al., 2013); 5) **pozitivně ovlivňují celkový koloběh živin** (Campiglia et al., 2014); 6) **zlepšují stav půdní struktury a obsah organické hmoty v půdě** (De Silva a Cook, 2003; Karami et al., 2012); 7) **regulují svou přítomností teplotu svrchní vrstvy půdy**, což má pozitivní vliv na klíčení rostlin a rozvoj jejich kořenového systému (Dahiya et al., 2007; Riddle et al., 1996); 8) **snížují evaporaci** (Qin et al., 2006; Vanlauwe et al., 2015). Obecně je dalším benefitem půdoochranných technologií zlepšená půdní úrodnost a produktivita půdy (Kagabo et al., 2013). V neposlední řadě půdoochranné technologie udávají estetický ráz krajiny (Peng a Han, 2018).

Řada autorů (Verstraeten a Poesen, 1999; Nyssen et al., 2010; Vanmaercke et al., 2010) shledává největší význam půdoochranných technologií v omezení povrchového odtoku. Ten má podle nich v půdoochranných systémech klíčovou roli. Pokud se voda zachytí v místě dopadu, rostliny mají k dispozici větší množství vody. Výsledkem je zvýšená celková zemědělská produkce. Pokud je omezen povrchový odtok, je snížen smyv půdy (Gonzalez-Hidalgo et al., 2010), neboť tyto dva procesy spolu úzce souvisí (Maetens et al., 2012) a jsou základními ukazateli vyjadřující účinnost půdoochranných technologií.

Při půdoochranném způsobu hospodaření je často využíváno setí (sázení) do mulče a strniště. Termínem mulč je myšlen materiál na povrchu půdy, který trvale nebo dočasně chrání půdu a přispívá k růstu plodin (Jordán et al., 2011). Zpravidla se jedná o organický materiál tvořený posklizňovými zbytky předplodiny nebo o vymrzlou, případně chemicky umrtvenou meziplodinu. Při dlouhodobějším využívání meziplodin v osevních postupech se očekává příznivý vliv na výnosy hlavních plodin (Javůrek a Vach, 2009). Mulč mohou rovněž tvořit biologické textilie, štěrk a kameny (Blavet et al., 2009; Jiménez et al., 2016; Jordán et al., 2010; Keizer et al., 2015).

V dnešní době existují vhodné půdoochranné technologie pro většinu erozně náchylných plodin pěstovaných v České republice. Půdoochranné technologie jako takové spadají mezi agrotechnická protierozní opatření (Hůla et al., 2003) a jsou určeny pro plodiny, které svým vzrůstem a zapojením nedostatečně kryjí půdu (kukuřice, brambory, cukrová řepa, slunečnice apod.). Česká legislativa dělí půdoochranné technologie na obecné a specifické. Ty je zemědělec povinen využít v rámci plnění podmínek standardu *Dobrý zemědělský environmentální stav 5* (dále



DZES 5). DZES 5 představuje jeden z účinných nástrojů ochrany erozně ohrožené půdy a vodních zdrojů (MZe, 2020). Před uznáním půdoochranného způsobu hospodaření je důležité, aby dostatečně chránil půdu před degradací a byl trvale ekonomicky udržitelný. To vyžaduje ověření půdoochranných systémů komplexním způsobem založeným na dlouhodobějším sledování (Schwilch et al., 2011). Účinnost jednotlivých půdoochranných opatření je rozdílná, do značné míry závislá na půdně-klimatických podmínkách a samozřejmě i na intenzitě konkrétních srážek v daném roce (Vácha et al., 2019). Při využívání půdoochranných technologií se kromě ochrany povrchu půdy předpokládá zvýšení stability půdních agregátů a vytvoření stabilního systému svislých makropórů umožňujících odvádět při srážkách vodu do hlubších částí půdního profilu (Mrabet, 2002; Hobbs, 2007). Mezi účinná půdoochranná opatření patří:

1. **přímé setí do nezpracované půdy** – je určeno pro pozemky, kde byly pěstovány plodiny zanechávající strniště. Půdoochrannou účinnost lze zvýšit rozdrcením slámy při sklizni a jejím rovnoměrným rozptýlením po pozemku (Hůla et al., 2003). Hlavními přednostmi bezorebného setí jsou lepší ochrana půdy před erozí, zvýšená schopnost půdy zadržovat vodu, snížené náklady pohonných hmot a úspora času potřebná na přípravu půdy (Blanco a Lal, 2008).

2. **setí s využitím mělké podmítky** – základem je mělké zpracování půdy s ponecháním maximálního množství rostlinných zbytků na povrchu půdy (Hůla et al., 2003). Pro podmítku jsou vhodné kypřiče s potlačeným mísícím účinkem (nedochází k promísení rostlinných zbytků a zeminy). Předpokladem úspěšného využívání technologie je kvalifikovaná regulace plevelů a vzešlého výdrolu z předplodiny pomocí herbicidů (Kovaříček et al., 2016).

3. **bezorebné setí s využitím strniskové meziplodiny** – pro zkrácení období bez vegetačního pokryvu půdy se využívá pracovní postup založený na mělké podmítce provedené bezprostředně po sklizni hlavní plodiny a následném založení porostu meziplodiny (Hůla et al., 2003). Založení porostu meziplodiny by se mělo uskutečnit s minimální časovou prodlevou po provedené podmítce. Řešením může být současně zasetí meziplodiny během podmítky (Vácha et al., 2019).

4. **pásové zpracování půdy („strip-till“)** – obecným principem technologie je pásově zpracovaná půda v místě budoucího setí s možností cílené aplikace živin (Brant

et al., 2016). Zpracovaný a nakypřený pás půdy poskytuje optimální podmínky pro vývoj zaseté plodiny (Menšík et al., 2018). Technologie pásového zpracování půdy je vysoce účinné půdoochranné opatření využitelné u celé řady zemědělských plodin. Nejvíce se u nás uplatňuje při pěstování kukuřice seté (Srbek et al. 2015). Mezi další plodiny pěstované tímto způsobem patří čirok, řepka, cukrová řepa, slunečnice, mák apod. (Brant et al., 2016).

5. Za **další vhodné půdoochranné technologie** jsou považovány: vrstevnicové obdělávání pozemku; hloubkové podryvání porostu s cílem rozrušit utuženou vrstvu půdy a umožnit lepší vsak vody do půdy; obsetí hlavní plodiny ochrannými pásy tvořenými travním porostem, pícninami či obilninami (Novotný et al., 2017).

Při uplatňování půdoochranných technologií je nutné počítat s tím, že nemusí ochránit půdu před vznikem eroze za každé situace. Významným způsobem ale omezují rozsah degradačních procesů (Pimentel et al., 1995) a pomáhají snižovat vysoké finanční náklady spojené s následnou obnovou poničené půdy (Blanco a Lal, 2008). U pozemků obzvláště zasažených erozí nebo ohrožených sesuvy půdy je řešením výsadba dřevin (Podrázský et al., 2016).

## Výzkum v oblasti vodní eroze

Výzkum eroze se zabývá mnoha faktory podílejícími se na jejím vzniku a průběhu. Je potřeba hodnotit informace o erozní účinnosti deště a větru, sklonitosti terénu, délce svahu, půdní hydrologii, odtokových poměrech, náchylnosti půd k erozi, účincích vegetačního krytu, objemu splavenin a způsobu obhospodařování pozemku (Lal, 1994). Začátky výzkumu eroze půdy jsou datovány do roku 1912, kdy na území Spojených států amerických (pastviny středního Utahu) proběhlo první oficiální měření eroze (Toy et al., 2002). Problémy spojené s erozí vedly v roce 1933 ke vzniku organizace s dnešním názvem *Natural Resources Conservation Service* (Kelly, 1985). Jedním z hlavních úkolů organizace bylo ověření a přenesení vhodných protierozních opatření do praxe (Toy et al., 2002). V České republice počátky intenzivnějšího výzkumu eroze půdy začínají zejména ve druhé polovině 20. století. V současné době je u nás výzkum eroze nejvíce zaměřen na vodní a větrnou erozi vyskytující se na zemědělské půdě (Janeček, 2008). Základ výzkumu eroze tvoří nashromážděná data

z polních a laboratorních pokusů (Toy et al., 2002). V experimentálních plochách je sledován vznik a průběh eroze. Pokusné plochy jsou zpravidla vystaveny přirozeným srážkám (Nearing et al., 1999; Wischmeier a Smith, 1958) nebo jsou využity přístroje umožňující nasimulovat přirozený déšť (Kinnell, 2009; Fiener et al., 2011). Polní metody jsou také využívány pro kontrolu funkčnosti nových a stávajících protierozních opatření (Janeček, 2008). Od konce šedesátých let 20. století až do současnosti se značná část výzkumu eroze půdy soustředí na matematické modelování erozních procesů. Jako vstupní data při vytváření erozních modelů jsou využívány zaznamenané hodnoty z terénních podmínek (Kirkby a Morgan, 1980). Příklady základních metod výzkumu vodní eroze jsou představeny níže:

**Pokusné parcely pro ověření protierozní účinnosti přirozených srážek** – při měření je nutné přesně vymezit pokusnou plochu, znát intenzitu deště a sledovat pomocí vhodného zařízení celkovou ztrátu půdy (Mutchler, 1963; Zachar, 1970). Rozměry odtokové parcely se mohou lišit, ale doporučuje se velikost plochy okolo 100 m<sup>2</sup>. Šířka parcely by tedy měla být v rozmezí 2 až 4 m a délka 20 až 40 m. Plocha musí být řádně ohraničena, aby nedocházelo ke zkreslení výsledných údajů. Na základě dlouhodobého měření na takto založených plochách byla odvozena rovnice *Universal Soil Loss Equation* (Janeček, 2008).

**Ověřování protierozní účinnosti pomocí simulátoru deště** – metoda původně vznikla jako doplněk určený pro výše zmíněné pokusné parcely. Hlavním důvodem byla možnost napodobit přirozený déšť v obdobích sucha a stejně tak možnost opakovaného ověření pokusných ploch (Meyer, 1968). Janeček (2008) uvádí, že v dnešní době se simulátor deště využívá především pro testování různých způsobů hospodaření na zemědělské půdě. Mezi hlavní sledované veličiny zpravidla patří velikost povrchového odtoku, infiltrace vody do půdy, množství erodovaných půdních částic nebo intenzita a energie dopadajících kapek (Zachar, 1970). Ze smytých vzorků půdy je dále možné provádět analýzy týkající se živin, mikroorganismů apod. (Mutchler a Hermsmeier, 1965). Ve druhé polovině 20. století se výzkum vodní eroze za pomoci simulátoru deště značně rozšířil a zdokonalil (Toy et al., 2002). Simulátory deště dělíme na polní a laboratorní. Podle vyúsťujícího zařízení pak na kapkovací a tryskové (Bubenzer, 1980).

**Metoda měření objemu erozních rýh a strží (volumetrická metoda)** – měření probíhá pomocí přístroje zvaného erodoměr. Přístroj umožňuje zaznamenat povrch půdy ve vybraném profilu (Ranger a Frank, 1978). Základem je vodorovná lať s posuvnými svislými jehlicemi, pomocí kterých se vypočítává konečný objem, ztráta či akumulace půdy (Zachar, 1970). Buzek (1983) shledává výhodnost volumetrické metody v technické nenáročnosti a možnosti rychlé aplikace. Nevýhodou je začná nepřesnost, neboť do celkového měření nejsou zahrnuty plochy mezi jednotlivými stružkami a rýhami (Kutílek, 2012; Janeček, 2008).

**Geodická metoda měření výškových změn povrchu půdy** – někdy je nazývána jako nivelační metoda a slouží k měření změn mikroreliefu půdy způsobených vodní erozí (Zachar, 1970). Pro zachycení případných změn terénu je nutné provést minimálně dvě časově oddělená měření. Výhodou metody je poměrně vysoká přesnost. Naopak za nevýhodu se považuje nemožnost použití metody na aktivně obhospodařovaných zemědělských pozemcích a vysoká pořizovací cena nivelačního přístroje (Janeček, 2008).

**Fotogrammetrická metoda ve výzkumu eroze** – základ spočívá v leteckém snímkování povrchu půdy. Snímky dokážou do jisté míry nahradit terénní průzkum a při opakovaném snímkování udávají ucelený přehled proměn daného území (Holý, 1978). Úkolem fotogrammetrie při výzkumu eroze půdy je vyhodnocení snímků určitého území z pohledu změn a vývoje erozních procesů. Snímkováním je možné měřit erozní formy, pozorovat aktivované dráhy povrchového odtoku nebo plošný smyv (Janeček, 2008). V současné době se hojně využívají pro fotogrammetrii drony osazené různými druhy kamer (Carollo et al, 2015; Pérez a García, 2017). Výhodou je možnost mapovat velká území a převedení získaných snímků do softwarů GIS (geografický informační systém), kde je možné se snímky a daty dále pracovat (Janeček, 2008, Žížala et al., 2016).

**Matematické modely** – hlavním cílem je snaha odhadnout množství transportu půdních částic a živin (Nearing et al., 1989). Obecně můžeme modely rozdělit na: 1) empirické – nezabývají se procesem eroze v jeho fyzikální podstatě, ale byly odvozeny na základě statistické analýzy provedené na velkém množství naměřených dat. Příkladem je ve světě nejvíce využívaná rovnice *Universal Soil Loss Equation* (Wischmeier a Smith, 1978) a všechny další modely od této metody odvozené

(RUSLE, WATEM/SEDEM, USPED, RUSLE2, apod.); 2) fyzikálně-matematické (simulační) modely – popisují skutečnou fyzikální podstatu procesu. Tyto modely bývají zpravidla náročnější na vstupní data a na kvalifikaci uživatele. Příklady fyzikálně založených modelů jsou EROSION3D, WEPP, SMODERP, apod. (Krása, 2004).

## Vlastní práce – soubor vědeckých prací

Disertační práce má charakter souboru prací (viz příloha 1 – 3). Výsledky jsou prezentovány formou publikovaných článků ve vědeckých recenzovaných časopisech (dva články  $J_{imp}$ , jeden článek  $J_{sc}$ ). Články jsou propojeny doplňujícím komentářem v následující kapitole.

### STUDIE I (vlastní podíl 60 %)

**Kabelka D.**, Kincl D., Janeček M., Vopravil J., Vráblík P., 2019: Reduction in soil organic matter loss caused by water erosion in inter-rows of hop gardens. *Soil & Water Research* 14(3): 172 – 182.

IF<sub>2018</sub> – 1,21

### STUDIE II (vlastní podíl 30 %)

Procházková E., Kincl D., **Kabelka D.**, Vopravil J., Nerušil J., Menšík L., Barták V., 2020: The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion. *Soil & Water Research*, online 1 – 8.

IF<sub>2018</sub> – 1,21

### STUDIE III (vlastní podíl 60 %)

**Kabelka D.**, Kincl D., Vopravil J., 2020: Influence of No-Till Technology on Reducing Soil Degradation During Sorghum Cultivation. *Scientia Agriculturae Bohemica* 51(1): 31 – 39.

SJR<sub>2018</sub> – 0,212

## Komentář k publikacím

### Stručný popis vědeckých studií

V rámci první studie: **Reduction in soil organic matter loss caused by water erosion in inter-rows of hop gardens** byly testovány vybrané podplodiny zaseté v meziřadí svažitých chmelnic. Současná produkce ve chmelnicích a ostatních trvalých kulturách, přestože je vysoce produkční, zahrnuje postupy, které nejsou dlouhodobě udržitelné. Chmel je po celém světě nejčastěji pěstován v řadách o šířce 2,7 až 4,2 m. Díky této vzdálenosti není půda v meziřadí při tradičním způsobu hospodaření nijak chráněna před vodní erozí. V případě výskytu přívalových dešťů dochází k nadměrnému odnosu půdy, organické hmoty a živin. Právě dostatek organické hmoty v půdě je jedním z klíčových faktorů ovlivňujícím rychlost degradace půdy. Její úbytek patří mezi nejzávažnější degradační procesy. Cílem studie bylo stanovit množství vyplavené organické hmoty u klasického způsobu hospodaření a u varianty, kdy jsou v meziřadí zasety vhodné podplodiny. Celkem byly ověřovány čtyři technologie: černý kypřený úhor, konvenční technologie, technologie s výsevem svazky vratičolisté a technologie s výsevem luskovinoobilné směsi.

Studie přináší výsledky zaměřené na množství vyplavené organické hmoty ve svažitých chmelnicích na území České republiky. Ve studii bylo kvantifikováno množství vyplavené organické hmoty u všech ověřovaných variant pomocí polního simulátoru deště. Nejdůležitějším ukazatelem studie je stanovení půdoochranného účinku u technologií s podplodinami a jeho porovnání s konvenčním způsobem hospodaření. Na základě výsledků můžeme konstatovat, že zasetím podplodin do meziřadí chmelnic je výrazným způsobem omezeno smyté množství organické hmoty. Během výskytu deště je smyv organické hmoty u technologií s podplodinami snížen v porovnání s konvenčním hospodařením o 60 % (zadešťování na přirozeně suchou půdu). Při výskytu opakovaného deště (zadešťování již nasycené půdy) si technologie s podplodinami udržují stále velmi silnou půdoochrannou účinnost 54,5 %. Kromě půdoochranného účinku mají podplodiny ve chmelnicích další pozitivní vlastnosti: obohacení půdy o organickou hmotu ze vzniklé biomasy, podpoření půdního edafonu, velké množství opylovačů u kvetoucích podplodin apod.

Problematika degradace půdy způsobená vodní erozí ve chmelnicích je velmi důležitá. Český chmel má ve světě významné postavení a je potřeba, snažit se udržet chmelnicích stávající renomé. Celková rozloha chmelnic není v porovnání s ostatními zemědělskými plodinami velká (5 020 ha v roce 2018; Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský), a proto se výzkumný tým rozhodl, věnovat se typické erozně nebezpečné plodině. Vybrána byla kukuřice setá. Ta je u nás velmi častou zemědělskou plodinou, nicméně při tradičním způsobu pěstování je její půdoochranný účinek nízký (v rámci DZES 5 je kukuřice setá zařazena mezi plodiny s nízkou ochrannou funkcí). Hlavním cílem našeho výzkumu bylo představit odborné veřejnosti výsledky protierozní účinnosti kukuřice seté pěstované pomocí půdoochranné technologie. V rámci výzkumu byl kladen důraz na inovaci a jedinečnost získaných výsledků. Druhá studie byla označena názvem: **The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion**. Ve studii jsou představeny výsledky, které jako první na území České republiky kvantifikují půdoochrannou účinnost pásově zpracovaného (strip-till) vyžilého travního porostu vyskytujícího se na orné půdě.

Pásové zpracování půdy je již v České republice známé, ale ověřování protierozní účinnosti kukuřice seté založené v travním porostu je u nás jedinečné. Tato technologie nabízí zemědělcům vhodný způsob, jak se vypořádat s vyžilým travním porostem. Založení porostu kukuřice do pásově zpracované půdy omezí vodní erozi na minimum. Ověřování protierozní účinnosti probíhalo stejně jako v předchozím případě pomocí polního simulátoru deště. Výsledná ztráta půdy z technologie pásového zpracování půdy byla srovnána s konvenční technologií. Hodnoty získané z měření prokázaly velmi silnou protierozní účinnost, kdy došlo ke snížení smyvu půdy o 98 %. I při měřeních v terénu bylo patrné, že z této technologie odtéká téměř „čistá“ voda, zatímco u konvenčního zpracování bylo v povrchovém odtoku značné množství erodované půdy. Podobně pozitivní výsledky byly zaznamenány u velikosti povrchového odtoku. Ten byl snížen v porovnání s konvenční variantou o 79 %. Nevýhodou technologie pásového zpracování travního porostu je nemožnost opakované aplikace během několika let na stejném pozemku. Vždy je nejprve potřeba najít pozemek s travním porostem určeným pro následné zrušení.

Vzhledem ke klimatickým změnám byl výzkum dále směřován na ověření alternativní zemědělské plodiny vůči kukuřici seté, která bude lépe odolávat obdobím sucha. Jako



další plodinu jsme proto zvolili čirok. Třetí studie má název: **Influence of No-Till Technology on Reducing Soil Degradation During Sorghum Cultivation** a naznačuje možný směr českého zemědělství v případě pokračování stávajícího trendu spočívajícím v častějším výskytu období sucha během vegetační sezóny. Čirok má v porovnání s kukuřicí několik výhod. Při nedostatku vody dokáže zastavit růst, přečkat období sucha a poté začít znovu růst. Navíc samotná rostlina čiroku potřebuje k plnému vzrůstu méně vody a jeho kořeny sahají do výrazně větší hloubky než kořeny kukuřice.

Stejně jako u předchozích dvou studií bylo hlavní myšlenkou ověření půdochranného způsobu hospodaření pomocí polního simulátoru deště s cílem kvantifikovat protierozní účinnost. Ve třetí studii jsme za půdochrannou technologii zvolili bezorebné setí (no-till) čiroku do porostu předplodiny. Ověřováno bylo konvenční zpracování s klasickou roztečí řádků 0,75 m společně s variantou úzkého řádku 0,375 m. Široký a úzký řádek byl založen i u půdochranného bezorebného setí čiroku. Z výsledků naměřených polním simulátorem deště je patrná silná protierozní účinnost bezorebného setí. U prvního zadeštění na přirozeně suchou půdu byl odnos půdy nižší o 78 % (šířka řádku 0,75 m) v porovnání s konvenčním zpracováním. Ještě nižší odnos půdy (o 89 %) jsme naměřili u bezorebného setí s šíří řádků 0,375 m. Obě půdochranné technologie vykazaly silnou redukci povrchového odtoku, kdy došlo ke snížení o více než polovinu ve srovnání s konvenční technologií. Zemědělská veřejnost si může díky této studii zjistit informace o protierozní účinnosti čiroku pěstovaného bezorebným způsobem.

**Ve studiích se podařilo splnit vytyčené cíle disertační práce spojené s půdochrannými technologiemi vybraných zemědělských plodin.** U všech třech uvedených studií se nám potvrdila výrazná půdochranná účinnost a podařilo se ji kvantifikovat (smyv organické hmoty, odnos půdy, povrchový odtok). Měření za pomoci polního simulátoru deště (o ploše 21 m<sup>2</sup>) byla prováděna vždy opakovaně v letech a mají vysoce průkaznou hodnotu. **Celkově byly studie vytvořeny ze 156 simulací deště** (studie I – 48 simulací, studie II – 48 simulací, studie III – 60 simulací).

**Projekt NAZV QJ1610418 „Komplexní půdoochranné technologie pro pěstování chmele otáčivého“**

*Studie I: Reduction in soil organic matter loss caused by water erosion in inter-rows of hop gardens*

Ing. David Kabelka – člen řešitelského týmu

Najít vhodnou protierozní technologii pro ochranu chmelnic je velmi problematické. Pokud se odpoutáme od skutečnosti, že nové chmelnice by neměly být zakládány na erozně ohrožených plochách, je potřeba najít vhodnou ochranu pro chmelnice stávající. V České republice jsou tři základní chmelařské oblasti. Jde o oblast Žatecka, Úštěcka a Tršicka. V Žatecké chmelařské oblasti je podstatná část chmelnic na půdách hnědých. Vyskytují se zde i černozemě a fluvizemě. Úštěcká oblast je typická čtvrtohorními sedimenty s převážně nivními a lužními půdami. V západní části se vyskytují černozemě. Tršická chmelařská oblast zahrnuje ve většině případů černozemě, nivní půdy, hnědozemě a půdy lužní (Štranc 1984). Nejvíce ohrožené jsou svažité pozemky nacházející se zejména v Žatecké chmelařské oblasti.

Současná produkce ve chmelnicích je založena na postupech, které se příliš nezabývají ochranou půdy. Na erozně ohrožených chmelnicích dochází k odnosu půdy při každém větším dešti. Tento stav je samozřejmě dlouhodobě neudržitelný. Z tohoto důvodu vznikl projekt s označením NAZV QJ1610418 „Komplexní půdoochranné technologie pro pěstování chmele otáčivého“ s hlavními cíli: 1) ověřit simulátorem deště půdoochranný způsob hospodaření ve chmelnicích založený na zasetí podplodin v meziřadí; 2) vytvořit certifikovaný metodický návod. Pro ověřování protierozní účinnosti byly zvoleny svažité pozemky v okolí obce Solopysky v Žatecké oblasti. Vybraná chmelnice se vyznačovala rovnoměrným sklonem svahu přesahujícím 17 %. V rámci výzkumu byly na pokusných plochách sledovány: smyv půdy, množství povrchového odtoku, množství smyté organické hmoty (viz **studie I**) a vyčíslen C-faktor. Výzkum se dále věnoval vlivu podplodin na výnosy chmele a v neposlední řadě byla sledována ekonomická náročnost ověřovaných technologií.

## **Smyv půdy**

Celkem bylo v průběhu projektu uskutečněno 126 simulací pomocí polního simulátoru deště, z toho 63 simulací na přirozeně suchou půdu a 63 simulací na již nasycenou půdu z předchozího zadeštění. Z naměřených výsledků je patrná velmi silná protierozní účinnost u všech druhů podplodin. To naznačuje, že nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím ztrátu půdy vodní erozí je samotná přítomnost rostlin v meziřadí bez ohledu na druh podplodiny. Každá z ověřovaných variant má své výhody a nevýhody a zvolení příslušného druhu je dáno požadavky případného uživatele. Při simulacích se jako nejvíce problematické místo ukázaly stopy vyjeté od agrotechniky. Ty jsou vzhledem k častým pojezdům nevyhnutelnou součástí chmelnic. Výsledná ztráta půdy je přesto při porovnání s konvenční variantou velmi nízká. Při výskytu erozně nebezpečného deště je odnos půdy snížen vlivem podplodin až na 20 % (simulace deště na přirozeně suchou půdu). V případě opakovaného deště si podplodiny udržují velmi vysokou protierozní účinnost (ztráta půdy snížena cca na 30 %).

## **Povrchový odtok**

Podplodiny v meziřadí chmelnic nebrání pouze proti odnosu půdy, ale mají značný vliv na velikost povrchového odtoku a zasakování vody do půdy. Povrchový odtok začínal zpravidla v problematickém místě kolejových stop. Největším rozdílem u technologií s podplodinami ve srovnání s konvenčním hospodařením bylo množství erodované půdy v povrchovém odtoku. Samotné snížení povrchového odtoku není tak výrazné jako u smyvu půdy. Celkově byl u porostu s podplodinami povrchový odtok snížen přibližně o 35 % v případě simulace na přirozeně suchou půdu. Při druhé simulaci byl povrchový odtok ve srovnání s konvenční technologií nižší o 20 %.

## **Množství smyté organické hmoty**

Ztráta organické hmoty vlivem vodní eroze do značné míry souvisí s celkovým odnosem půdy. Pokud jsou v meziřadí chmelnic přítomny podplodiny, je v důsledku nižší vodní eroze rovněž nižší smyv organické hmoty. Množství organické hmoty ve splaveném sedimentu však zcela nekopíruje množství ztráty půdy. Organická hmota

stanovená ve splaveném sedimentu má u technologií s podplodinami vyšší procento zastoupení. Hlavní příčinou je uvolňování poškozených částí rostlin a kořínků vlivem dopadajících kapek a povrchového odtoku. Tyto uvolněné části následně navyšují procento smyté organické hmoty v sedimentu. Přesto bylo celkové množství smyté organické hmoty u technologií s podplodinami v mezipřímí nižší přibližně o více než polovinu (**viz studie I**) v porovnání s konvenčním způsobem hospodaření.

### **C-faktor**

C-faktor vyjadřuje ochranný účinek vegetace před ztrátou půdy ve vztahu k pozemku bez vegetačního krytu (černý kypřený úhor). Stanovení C-faktoru vycházelo z jednotlivých měření polním simulátorem deště a tímto způsobem byly odvozeny hodnoty C-faktoru u všech uskutečněných měření. Z měření polním simulátorem deště vyšel C-faktor u technologií s podplodinami 0,14. Takto nízká hodnota je spojena s vysokou protierozní účinností. U konvenčního způsobu hospodaření byla hodnota C-faktoru 0,81. To naopak poukazuje na velmi nízkou odolnost vůči vodní erozi.

### **Podplodiny a jejich vliv na výnosy chmele**

Ve všech letech řešení projektu byla u porostů chmele patrná značná nevyrovnanost. Nejvyšších výnosů bylo dosaženo v prvním roce řešení, naopak nejnižších v závěrečném roce v důsledku dlouhotrvajícího sucha a vysokých teplot. Hlavním cílem však bylo hodnotit, zda se budou výnosy chmele lišit u jednotlivých variant, zejména mezi konvenční technologií a variantami s podplodinami. Během tříletého výzkumu se nepotvrdil negativní vliv podplodin na výnosy chmele. Naopak při dlouhodobém využívání podplodin je možné očekávat jejich pozitivní vliv na výnosy chmele z důvodu přísunu organické hmoty do půdy ze vzniklé biomasy. Tříleté řešení projektu je v tomto případě příliš krátká doba, aby bylo možné sledovat obohacení půdy o organickou hmotu a její následný vliv na úrodnost.

## **Ekonomická náročnost**

Návrhy ověřovaných technologií s podplodinami byly vybrány takovým způsobem, aby se celkové náklady co nejvíce blížily tradičnímu způsobu obhospodařování chmelnic a přitom nedocházelo k poklesu produkce a kvality chmele. Celková ekonomika technologií s podplodinami je srovnatelná s konvenčním způsobem hospodaření. Výsledné náklady variant s podplodinami jsou při srovnání s konvenční variantou navýšeny přibližně o cenu osiva podplodin. Cena osiva představuje pro zemědělce momentální zvýšené náklady, nicméně vynaložené finance na pořízení osiva jsou částečně kompenzovány přínosy podplodin v meziřadí.

**Projekt NAZV QJ1510179: „Komplexní půdoochranné technologie zakládání *Zea mays* L. v rámci reintenzifikace rostlinné výroby“**

*Studie II: The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion*

Ing. David Kabelka – člen řešitelského týmu

Kukuřice setá se u nás v současné době využívá především jako zdroj krmiva pro hospodářská zvířata, surovina pro výrobu biopaliv (bioetanol) a substrát pro výrobu bioplynu (metanu) v zemědělských bioplynových stanicích. Jde o plodinu s obrovským výnosovým potenciálem, neboť jako rostlina má schopnost vytvořit velké množství nadzemní biomasy. Bohužel na mnoha místech České republiky je kukuřice pěstována na nevhodných pozemcích a dochází tak k výrazné degradaci půdy. Mezi nejzávažnější degradační procesy spojené s pěstováním kukuřice patří vodní eroze. Hospodaření za pomoci půdoochranných technologií je proto u pěstování kukuřice velmi vhodné a v případě využití erozně ohrožených pozemků i nutné. Výzkumný projekt NAZV QJ1510179 „Komplexní půdoochranné technologie zakládání *Zea mays* L. v rámci reintenzifikace rostlinné výroby“ byl zaměřen na ověření zatím v České republice relativně málo rozšířených protierozních opatření agrotechnického charakteru určených pro kukurčici setou. Výsledkem projektu měly být komplexní půdoochranné technologie využitelné pro zemědělské podniky nacházející se ve fázi reintenzifikace rostlinné výroby. Nedílnou součástí ověření byla optimalizace postupů, jejichž realizací zemědělské subjekty přispějí k: 1) významnému snížení ztrát půdy erozí; 2) omezení množství povrchového odtoku; 3) zvýšení podílu organické hmoty v půdě; 4) zlepšení půdní struktury bez výrazných negativních dopadů na výši nákladů pěstování (úroveň výnosů, kvalita produkce). Ověřování půdoochranných technologií probíhalo na dvou lokalitách: oblast Středočeské pahorkatiny a oblast Boskovické brázdy na Malé Hané. Pro ověření bylo vybráno několik technologií: konvenční zpracovní – varianta široký a úzký řádek, strip-till do ozimého žita – varianta široký a úzký řádek, strip-till do travního porostu – varianta podzimní i jarní (viz **studie II**), setí do strniště ozimého žita – varianta široký a úzký řádek, setí do podsevu luskovinoobilné směsi.

Souhrnné výsledky z projektu přináší pro zemědělskou veřejnost nové informace a poznatky o půdoochranných technologiích určených pro zakládání kukuřice seté do jednoletých a víceletých pícnin na orné půdě. Při rozhodování zavedení půdoochranné technologie do praxe je kromě efektu ochrany půdy kladen silný důraz na úroveň dosažené produkce a na ekonomickou stránku dané půdoochranné technologie. Proto byla v rámci projektu hodnocena všechna tato hlediska.

### **Smyv půdy**

Jednoznačně nejlepší půdoochranné výsledky byly zjištěny u obou termínů (podzimní a jarní) zpracování půdy pomocí technologie strip-till do travního porostu na orné půdě (viz **studie II**). Základem při výběru termínu pásového zpracování půdy by měly být vhodné vlhkostní a teplotní podmínky. Pouze v takovém případě bude mít zpracovávaný pásek optimální tvar hrúbku s vhodnou strukturou půdy ostře oddělenou od nezpracované plochy meziřadí. Velice dobré výsledky byly zaznamenány rovněž u technologie strip-till provedené do porostu ozimého žita. U této technologie je významným faktorem ovlivňujícím míru vodní eroze kvalita porostu ozimého žita a délka doby krytí povrchu rozkládajícími se zbytky rostlin žita po jeho desikaci. Silné půdoochranné účinky byly naměřeny znovu u obou termínů zpracování (jarní nebo podzimní zpracování půdy). Podobně jako technologie strip-till i technologie přímého setí do strniště žita ozimého prokázala silné protierozní účinky. Ověřována byla varianta širokého a úzkého řádku. V obou případech došlo k výraznému omezení smyvu půdy.

Z výzkumu je možné přímé setí do strniště žita ozimého a pásové zpracování půdy (strip-till) označit za velmi účinné při omezování ztrát půdy a množství povrchového odtoku. Výběr konkrétní varianty, pomocí které bude založen porost kukuřice, je už na zvážení každého uživatele. V rámci projektu byly všechny ověřované technologie testovány na lokalitách s velice rozdílnými půdně-klimatickými a provozními podmínkami. I přes značnou odlišnost pěstebních oblastí byly dosažené výsledky protierozní ochrany vždy velice příznivé a nenastaly výraznější komplikace bránící založení porostu kukuřice.

## **Povrchový odtok**

Naše zemědělství je v dnešní době opakovaně postihováno suchem a výsledky podávající informace o velikosti povrchového odtoku u ověřovaných technologií jsou důležité. Díky obdobím sucha vznikají problémy s nedostatečným množstvím vody v krajině. Jak ukazují výsledky získané polním simulátorem deště, využívání protierozních agrotechnických opatření může mít významný vliv na snižování nadměrného povrchového odtoku. Tato skutečnost je úzce spojena s omezením erozních ztrát půdy, potencionálním výnosem a ekonomikou hospodaření.

Nejhorší výsledky povrchového odtoku byly zjištěny u konvenčních variant. Přestože byla prováděna v podzimním období hluboká orba cca 25 – 30 cm a následné jarní zpracování půdy kompaktozem, dosahované hodnoty z prvního termínu simulace deště jsou nepoměrně vysoké vzhledem k ostatním půdoochranným technologiím. U technologie přímého setí do strniště ozimého žita se celkové omezení povrchového odtoku pohybovalo mezi 30 – 50 % ve srovnání s konvenční technologií. Jako neúčinnější se podobně jako u ztráty půdy znovu ukázaly technologie strip-till, zvláště pak strip-till do travního porostu na orné půdě. Pokud je provedeno pásové zpracování (strip-till) v travním porostu, snížení povrchového odtoku je opravdu zásadní (viz **studie II**). Tato technologie je proto doporučena i na výrazně sklonitější pozemky.

## **C-faktor**

Dosažené hodnoty C-faktoru byly stanoveny stejným způsobem jako u předchozího projektu zaměřeného na podplodiny ve chmelnicích, tedy poměrem ověřované technologie k černému kypřenému úhoru. Tímto způsobem byly odvozeny hodnoty C-faktoru ze všech simulací deště provedených v době řešení projektu. Většina z ověřovaných technologií dosahovala významně nižších hodnot ochranného vlivu vegetace než konvenční technologie, kde byla velikost C-faktoru stanovena 0,35. U technologie strip-till v travním porostu má C-faktor velmi kladnou hodnotu 0,01 (jarní varianta), respektive 0,02 (podzimní varianta).



## **Hodnocení výnosů**

Vybrané závěry z hodnocení výnosů kukuřice seté u ověřovaných technologií jsou následující: 1) potenciální výnosy suché hmoty kukuřice na výrobu siláže založené do pásově zpracovaného porostu žita setého v oblasti Malé Hané byly v průměru přibližně o 10 % nižší ve srovnání s konvenční technologií; 2) z výsledků nelze jednoznačně určit, který termín (podzimní či jarní) je pro technologii strip-till z hlediska jistoty odpovídajících výnosů vhodnější; 3) kritický nedostatek srážek v průběhu letních měsíců může u technologie přímého setí do strniště žita zredukovat výnosy až o 50 % oproti konvenční technologii; 4) při zakládání kukuřice do porostu žita dosáhly výnosy v oblasti Středočeské pahorkatiny 104 % v porovnání s konvenční technologií; 5) nepříznivé klimatické podmínky v podobě sucha doprovázené vysokými teplotami snižují mezi hodnocenými technologiemi rozdíly ve výnosech; 6) u porostu kukuřice pěstované v úzkořádkové technologii byla zaznamenaná tendence k vyšším rostlinám; 7) při zakládání porostů kukuřice do pásově zpracovaného travního porostu na orné půdě v oblasti Malé Hané a v oblasti Středočeské pahorkatiny dosahuje v průměru produkce suché hmoty kukuřice přibližně 80 % konvenčního způsobu pěstování.

## **Ekonomická náročnost**

Základním ekonomickým ukazatelem efektivnosti produkce je výnosnost. Návrhy jednotlivých agrotechnických opatření v projektu byly vybírány tak, aby dopady do celkových nákladů byly relativně srovnatelné s tradičním způsobem hospodaření a přitom nedocházelo k poklesu produkce a kvality silážní kukuřice. Ekonomické hodnocení technologií určených pro zakládání kukuřice seté bylo založeno na ekonomickém průzkumu probíhajícím v poloprovozních a provozních podmínkách zemědělských podniků Hanácká zemědělská společnost Jevíčko, a. s., ZD Krásná Hora nad Vltavou, a. s. v období 2016 – 2018. Náklady jsou vztaženy pro průměrné půdní podmínky a na průměrné roční využití agrotechnických souprav. Při počítání nákladů u pracovních operací týkajících se zpracování půdy je potřeba zohlednit možné ovlivnění momentálním stavem půdy (vlhkost a stupeň utužení), zrnitostním složením půd apod. Celkově jsou náklady při využití půdoochranných technologií mírně vyšší oproti konvenční technologii. Vyšší náklady jsou nicméně kompenzovány přidanou hodnotou ochrany půdy (trvale udržitelným hospodařením na půdě).

## **Vývoj stroje pro pásové zpracování půdy**

V rámci projektu měla svoji pevně stanovanou roli společnost P & L, spol. s r. o., jejímž úkolem byl vývoj a následné testování stroje pro pásové zpracování půdy (strip-till). Společnost měla na starost pravidelné zakládání jednotlivých technologií na pokusných lokalitách určených pro ověření výnosů a protierozní účinnosti. Hlavní konstrukční vývoj stroje byl dokončen podle plánu v průběhu roku 2017. Původním cílem v projektu bylo vyvinout čtyřřádkovou verzi prototypu. Vzhledem k dobrým výsledkům byl tento plán dále rozšířen. Podařilo se tak připravit i verzi osmiřádkovou, která byla v závěrečných dvou letech projektu testována.

Výsledný stroj pro pásové zpracování půdy s názvem Eco tiller 600 je prvním svého druhu mezi výrobci ze střední a východní Evropy. Pracovní jednotky byly konstrukčně navrženy pro optimální pásové zpracování půdy v podmínkách České republiky a vykazují znaky vlastního řešení u většiny pracovních jednotek. Mezi hlavní přínosy stroje patří především: 1) nižší energetická náročnost na jednotku záběru stroje při srovnání s orbou; 2) ekologické přínosy: snížené riziko ztráty půdy vodní erozí, nižší emise CO<sub>2</sub>, lepší hospodaření s půdní vláhou, zvýšená infiltrační schopnost půdy. Práce řešitelského týmu na vývoji a ověření stroje byla v roce 2018 prezentována na mezinárodním veletrhu zemědělské techniky Techagro v Brně, kde Eco tiller 600 v konkurenci ostatních vystavovatelů získal hlavní cenu *Grand Prix Techagro 2018* a cenu *Soil and water retention friendly*.

**Ministerstvo zemědělství České republiky – funkční úkol 2014 a 2017** (Ověřování půdoochranných technologií s možností zařazení technologie do seznamu půdoochranných technologií využitelných v rámci plnění podmínek standardu DZES 5 a upřesňování hodnot faktoru ochranného vlivu vegetace)

*Studie III: Influence of No-Till Technology on Reducing Soil Degradation During Sorghum Cultivation*

Ing. David Kabelka – člen řešitelského týmu

Výčet půdoochranných opatření zahrnutých do dnešních DZES 5 je do značné míry omezený a v době počátku plnění funkčního úkolu od Ministerstva zemědělství České republiky, nebyly všechny půdoochranné technologie optimalizovány do našich podmínek. Proto bylo nutné zajistit ověření vybraných půdoochranných technologií, které by byly, v případě potvrzení jejich silné protierozní účinnosti, zařazeny do seznamu specifických půdoochranných technologií využitelných na mírně erozně ohrožených plochách. Širší spektrum půdoochranných technologií umožňuje konečným uživatelům vybrat si pro ně nejvíce přijatelnou technologii. Půdoochranná technologie ve standardu DZES 5 musí být jednoduše aplikovatelná, zaručovat trvalou udržitelnost hospodaření na zemědělské půdě a být funkční jak z protierozního, tak ekonomického hlediska. V rámci výzkumu bylo ověřováno několik technologických způsobů hospodaření u třech zemědělských plodin: kukuřice setá, čirok (viz **studie III**) a brambory. Základ ověřování půdoochranné účinnosti jednotlivých technologií spočíval v zadržování plodin pomocí polního simulátoru deště. Vybrané technologie byly ověřovány vždy třikrát v roce z důvodu zachycení různých růstových fází daných zemědělských plodin dle metodiky Janeček et al. (2012).

### **Technologie pro pěstování kukuřice**

U porostu kukuřice byly sledovány celkem dvě potencionální půdoochranné technologie (vertikální zpracování půdy; plečkování u kukuřice). Vliv technologie vertikálního zpracování půdy na omezení ztráty půdy vodní erozí a množství povrchového odtoku byl porovnáván se dvěma dalšími variantami: konvenční zpracování půdy (šířka řádků 0,75 m) a černý kypřený úhor. Z výsledků nebylo možné

jasně stanovit pozitivní vliv vertikálního zpracování na snížení ztráty půdy. Podobné výsledky byly dosaženy i u sledování povrchového odtoku a infiltrace vody do půdy. Druhou ověřovanou technologií bylo plečkování u kukuřice. Stejně jako v předchozím případě byla tato technologie srovnávána s konvenčním způsobem hospodaření (šířka řádku 0,75 m) a s černým kypřeným úhorem. Výsledky získané z polního simulátoru deště neprokázaly protierozní efekt plečkování. Ve srovnání s konvenční variantou byly zaznamenány nepřesvědčivé výsledky (s výjimkou zadeštění nasycené půdy v prvním termínu simulace). Určitý pozitivní vliv byl patrný na snížení množství povrchově odtékající vody. Potenciální nově navržené půdoochranné technologie nebyly Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půdy, v. v. i. doporučeny pro zařazení do seznamu dnešních DZES 5.

### **Technologie „pěstování čiroku“**

Ověřovány byly varianty konvenčního způsobu pěstování čiroku v řádcích 0,75 m a 0,375 m a varianty bezorebné setí čiroku do ochranné plodiny v řádcích 0,75 m a 0,375 m. Kontrolní variantu představoval černý kypřený úhor. Během ověřování bylo zjištěno, že bezorebné setí čiroku má ve srovnání s konvenčním způsobem pěstování výrazně lepší protierozní efekt. Nejlépe vycházela bezorebná varianta úzkého řádku pěstování čiroku, ale i varianta s klasickou vzdáleností řádků dosáhla velmi pozitivních výsledků (viz **studie III**). Rovněž byl snížen povrchový odtok u obou bezorebných technologií o více než polovinu.

### **Technologie pro pěstování brambor**

Potencionální půdoochranné technologie určené pro pěstování brambor byly cíleny na úpravy tvaru hrůbku. Ztráta půdy a množství povrchového odtoku byly sledovány u pěti technologií: miskovitý žlábek s důlkováním a hrázkováním nekolejové brázdy, přerušovaný žlábek s důlkováním a hrázkováním nekolejové brázdy, kypření upraveného hrůbku (miskovitý žlábek) s důlkováním a hrázkováním nekolejové brázdy, konvenční technologie po odkamenění a černý kypřený úhor. Během simulací deště se u technologií s různě tvarovanými hrůbkou neprojevil významný vliv na omezení ztráty půdy a povrchového odtoku. Při některých simulacích deště bylo

dosaženo lepších výsledků, nicméně v průměru se jedná o srovnatelné hodnoty jako u konvenční technologie po odkamenění. Nejvíce příznivé výsledky byly dosaženy u technologie přerušovaný žlábek s důlkováním a hrázkováním nekolejové brázdy.

### **Ověření jednorázového zapravení organické hmoty do půdy**

Funkční úkol od Ministerstva zemědělství požadoval ověření protierozní účinnosti jednorázového zapravení organické hmoty do půdy při pěstování brambor. Založena byla varianta konvenčního zpracování půdy se zapravenou organickou hmotou a varianta bez přidané organické hmoty. Kontrolní variantou byl černý kypřený úhor. Výsledky získané ze simulátoru deště byly u technologie s organickou hmotou pozitivní a bylo možné konstatovat, že zapravení organické hmoty do půdy má při pěstování brambor pozitivní vliv na snížení ztráty půdy ve srovnání s variantou bez organického hnojení. Díky tomu byla tato technologie doporučena jako vhodné půdoochranné opatření a v současné době (rok 2020) je v seznamu půdoochranných technologií DZES 5.

### **Stanovení hodnoty ochranného vlivu vegetace (C-faktor)**

Při ověřování výše uvedených zemědělských plodin byly vždy dané technologie vztaženy k černému kypřenému úhoru. Hlavním důvodem bylo získání dat, která umožní vyčíslení C-faktoru. Pro stanovení hodnot faktoru ochranného vlivu vegetace byly použity naměřené hodnoty z prvního zadešťování na přirozeně suchou půdu i z následného opakovaného měření na již nasycené půdě. Například pro konvenční způsob pěstování čiroku vyšel výsledný C-faktor 0,364, zatímco u bezorebného způsobu pěstování s klasickou šířkou řádku (0,75 m) byla výše C-faktoru pouze 0,16. Při ověření jednorázového zapravení organické hmoty do půdy při pěstování brambor došlo ke snížení hodnoty C-faktoru z 0,75 na 0,59.

\* Podrobné informace a veškeré získané výsledky z projektů uvedených v této kapitole jsou obsaženy v závěrečných a průběžných zprávách, které jsou volně přístupné veřejnosti například na Výzkumném ústavu meliorací a ochrany půdy, v. v. i. (<https://knihovna.vumop.cz/>).

## Využití výsledků studií v oblasti ochrany půdy

Výsledky získané pomocí polního simulátoru deště na Výzkumném ústavu meliorací a ochrany půdy v. v. i. slouží obecně jako podklady při rozhodování státní správy v oblastech týkajících se ochrany půdy, vody a krajiny. Snahou výzkumného týmu bylo ve shodě se strategií zemědělského výzkumu vytvořit takové druhy výsledků, které poskytnou informace a nové poznatky o protierozní účinnosti půdoochranných způsobů hospodaření obsažených ve studiích. Zároveň jsou výsledky studií nedílnou součástí komplexního výzkumu, kde byly sledovány další důležité ukazatele: výnosové charakteristiky, ekonomická náročnost ověřovaných technologií apod. Takto komplexní ověření poskytuje ucelený přehled informací o dané technologii a dává předpoklad k častějšímu využití půdoochranného způsobu hospodaření v běžné praxi. Výsledky studií byly a nadále jsou představovány v rámci přednášek a seminářů (konference, workshopy a ostatní typy přednášek). Nejčastější témata prozatím byla: omezení vodní eroze a způsob jejího ověřování, význam mezplodin a organické hmoty v půdě, podplodiny v trvalých kulturách.

Naměřené výsledky uvedené v odborných studiích (**studie I, studie II, studie III**) disertační práce posloužily pro vznik několika aplikovaných výsledků. Tyto publikační výsledky jsou určeny pro širší zemědělskou veřejnost. Vytvořeny byly certifikované metodiky, ověřené technologie a další podobné informativní výsledky. Nejdůležitější nepublikační aplikované výstupy, jejichž součástí jsou výsledky uvedené ve studiích, obsahuje tabulka 1. Příkladem takového využití může být **studie II** s názvem **The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion**. Hodnoty půdoochranné účinnosti pásového zpracování půdy byly získány při řešení projektu, jehož jedním z cílů bylo vytvoření zemědělského stroje. K nově vyvinutému stroji byla vytvořena technická dokumentace a ověřená technologie. Výsledky uvedené ve studii slouží jako podpůrný prvek poskytující informace o protierozní účinnosti.

Tabulka 1: Aplikované výstupy dosažené za pomoci výsledků uvedených v disertační práci

Druh výsledku	Název (citace)
Z <sub>tech</sub> (Studie II)	Kincl D., Šedek A., Nerušil P., Srbek J., Menšík L., Herout M., Jurka M. (2018): ECO TILLER stroj pro pásové zpracování půdy od společnosti P&L. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, s. 27.
N <sub>met</sub> (Studie I)	Kincl D., Kabelka D., Srbek J., Čáp P., Petřů A., Petera M., Krofta K., Pokorný J. (2018): Půdoochranné technologie pro pěstování chmelu. Certifikovaná metodika, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, s. 23.
H <sub>neleg</sub> (Studie II)	Vopravil J., Kincl D. (2017): Koncepce ochrany před následky sucha na území České republiky – část kapitoly „Zemědělství jako nástroj péče o množství a jakost vody a stavu půdy“. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 33 – 39.
G <sub>prot</sub> (Studie II)	Šedek A., Kincl D., Srbek J., Nerušil P., Menšík L., Herout M., Jurka M. (2017): Technická dokumentace vývoje a využití prototypu stroje pro pásové zpracování půdy od společnosti P&L. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, s. 19.
N <sub>met</sub> (Studie II)	Nerušil P., Kincl D., Menšík L., Srbek J., Procházková E., Kobzová D., Šedek A., Herout M., Jurka M., Vach M. (2017): Zakládání kukuřice seté do travních porostů na orné půdě s využitím půdoochranné technologie pásového zpracování půdy. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i. Praha, s. 32.
Z <sub>tech</sub> (Studie I)	Kincl D., Kabelka D., Srbek J., Čáp P., Krofta K., Pokorný J. (2017): Ochrana erozně ohrožených chmelnic. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, s. 28.
Z <sub>tech</sub> (Studie II)	Kincl D., Srbek J., Procházková E., Kobzová D., Nerušil P., Menšík L., Šedek A., Herout M., Jurka M. (2016): Pěstování kukuřice seté s využitím technologie pásového zpracování travních porostů na erozně ohrožených pozemcích. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, s. 23.

Jak bylo zmíněno v úvodu kapitoly, výsledky pomáhají státní správě při rozhodování. Tento způsob využití se týká **studie II** a **studie III**. Ověřované způsoby hospodaření ve studiích patří v současné době mezi tzv. půdoochranné technologie (pásové zpracování půdy, bezorebné setí do ochranné plodiny) a jsou zařazeny Ministerstvem zemědělství České republiky do standardu DZES 5 primárně zaměřeného na protierozní ochranu. Nynější nastavení standardu DZES 5 je výsledkem společných jednání zástupců Ministerstva zemědělství, výzkumných institucí (včetně Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy, v. v. i.) a zemědělských nevládních organizací při současném zohlednění ekonomické a organizační únosnosti pro zemědělce. Celý seznam půdoochranných technologií je otevřený, což znamená, že z něj technologie může být odebrána, nebo naopak může dojít k jeho rozšíření. Obě varianty jsou možné, vždy však na základě výsledků dlouhodobého vyhodnocování

půdochranné účinnosti jednotlivých technologií. **Výsledky uvedené ve studiích slouží Ministerstvu zemědělství k potvrzení či případnému vyvrácení půdochranné účinnosti vybraných technologií.** To platí především pro **studii III**, kdy informace v ní obsažené byly získány právě na základě požadavku Ministerstva zemědělství. Díky pozitivním výsledkům bylo možné potvrdit silnou protierozní účinnost bezorebného způsobu pěstování čiroku.

Od 1. 1. 2019 vstoupilo v platnost nové nařízení vlády č. 48/2017 Sb., novela 126/2018 upravující podmínky DZES 5. Půdochranné technologie představené ve **studii II** a **studii III** jsou v seznamu nových DZES 5 zařazeny a jsou definovány následovně:

„**Strip-till** – principem této půdochranné technologie je kombinace výhod ponechání nezpracované půdy a setí do pásů se zpracovanou půdou. Zemědělec zajistí ponechání nezpracované půdy v pásech ve směru vysévané plodiny, což doporučujeme provést ve směru vrstevnic. Šíře zpracovaných pásů nepřesáhne 30 cm. Plošný podíl nezpracované půdy bude min. 60 % plochy pozemku. Na nezpracované části zemědělec zajistí minimální 20% pokryvnost půdy rostlinnými zbytky do doby vzcházení porostu, přičemž do 30. června musí být zachována ještě minimální 10% pokryvnost půdy rostlinnými zbytky a po 1. červenci musí být vizuálně prokazatelné, že při zakládání porostů plodin s nízkou ochrannou funkcí na MEO plochách byla na nezpracované části půdy ponechána ochranná plodina nebo rostlinné zbytky.“

„**Zakládání porostu do ochranné plodiny nebo rostlinných zbytků** (obecná půdochranná technologie) – při zakládání porostů plodin s nízkou ochrannou funkcí pomocí obecné půdochranné technologie platí podmínka dodržení minimálně 20% pokryvnosti půdy rostlinnými zbytky do doby vzcházení porostu, přičemž do 30. června musí být zachována ještě minimální 10% pokryvnost půdy rostlinnými zbytky a po 1. červenci musí být vizuálně prokazatelné, že při zakládání porostů plodin s nízkou ochrannou funkcí na MEO plochách byla obecná půdochranná technologie použita.“

Na rozdíl od **studie II** a **studie III**, nejsou ověřované technologie ve **studii I** s názvem **Reduction in soil organic matter loss caused by water erosion in inter-rows of hop gardens** Ministerstvem zemědělství zařazeny do seznamu půdochranných technologií. Bohužel chmelnice a ostatní trvalé kultury v současné době (začátek roku 2020) nespádají pod žádnou zvláštní ochranu týkající se půdy. Vzhledem k rozsahu



degradačních procesů, které se ve chmelnicích vyskytují, by bylo vhodné snažit se nejen chmelnice, ale i další trvalé kultury do DZES 5 prosadit a rozšířit současný seznam o speciální plodiny. **Studie I** může pomoci s budoucím zařazením trvalých kultur do nástrojů na ochranu půdy. Částečně díky výzkumu našeho týmu má nyní Ministerstvo zemědělství ve svém návrhu Společné zemědělské politiky po roce 2021 v sekci Ekoschémat zahrnut bod Šetrný management na trvalých kulturách (sady, vinice, chmelnice). V tuto chvíli se jedná pouze o návrh, nicméně je důležité snažit se tento bod do budoucích nástrojů ochrany půdy prosadit. Ozeleněné meziřadí nemá pouze silné protierozní účinky, ale přináší zemědělské půdě a krajině řadu dalších výhod. Pro srovnání je dobré poznamenat, že v sousedním Německu, jehož výměra pěstování chmele je více než třikrát větší než u nás, princip ochrany půdy v meziřadí chmelnic několik let funguje.

V neposlední řadě byly výsledky zařazené do studií (**studie II, studie III**) využity pro stanovení hodnot ochranného vlivu vegetace (C-faktoru). U nás i ve světě je vodní eroze nejčastěji vypočítávána pomocí dlouhodobého průměrného smyvu půdy počítaného podle rovnice *Universal Soil Loss Equation* (Wischmeier a Smith, 1978). Jedním z faktorů rovnice je právě C-faktor. Aktuálně používané hodnoty C-faktoru při výpočtech jsou převzaty a odvozeny od původních hodnot pocházejících ze Spojených států amerických. Je proto žádoucí ověřovat správnost odvozených hodnot v podmínkách České republiky.

## Souhrnná diskuze

Přestože je obecný význam půdoochranných technologií na omezení ztráty půdy poměrně dobře známý (Morgan, 2005; Boardman a Poesen, 2006), stále je potřeba pracovat na efektivnějším začleňování těchto technologií do běžných provozních podmínek. Účinky půdoochranných technologií se navíc mohou v různých částech světa lišit. To potvrzují studie Kassam et al. (2015), Soane et al., (2012), Scopel et al. (2013), Nunes et al. (2018), které uvádí, že vlastnosti půdoochranných systémů hospodaření závisí na specifických problémech regionu. Posouzení a ověření protierozních účinků půdoochranných opatření ve vybrané oblasti je proto nezbytné k určení jejich vhodnosti a následné využitelnosti. Potřebu častějšího zařazení půdoochranných technologií do systému hospodaření dokládají i nedávné cíle Evropské komise obsažené v dokumentu *Thematic Strategy for Soil Protection* (Evropská Komise, 2006). V tomto ohledu je velmi důležitá osvěta zemědělské veřejnosti založená na informacích podložených kvalitními daty. Předkládané informace by měly zahrnovat a objasňovat všechny vlastnosti půdoochranné technologie nezbytné pro trvale udržitelné využívání.

### **Metodika měření protierozní účinnosti**

Disertační práce podává informace o jednom z klíčových pilířů trvale udržitelného hospodaření. Celosvětově nejrozšířenější způsob měření a vyjádření kvantifikace protierozní účinnosti půdoochranných opatření je založen na porovnání pozemku, kde byla aplikována půdoochranná opatření ve vztahu k pozemku se stejnými vlastnostmi, ale bez využití půdoochranných technologií (Wischmeier a Smith, 1978; Castillo et al., 1997; Gilley a Risse, 2000). Na základě získaných údajů lze vypočítat C-faktor používaný do rovnice *Universal Soil Loss Equation* (Wischmeier a Smith, 1978). V České republice je pro stanovení C-faktoru možné využít publikaci *Ochrana zemědělské půdy před erozí* (Janeček et al., 2012), kde je popsána metoda výpočtu transformovaná do našich podmínek. Stanovení termínů pro měření protierozní účinnosti je ve Výzkumném ústavu meliorací a ochrany půdy, v. v. i. dlouhodobě založeno právě na základech publikace Janeček et al. (2012). Z tohoto důvodu byla všechna měření ve studiích (**studie I**, **studie II**, **studie III**) provedena podle této

příručky. Základní a potencionálně nejhorší technologii představuje černý kypřený úhor, ke kterému jsou ostatní technologie poměrově vztaženy. Tato technologie je zcela bez rostlinných zbytků a připravena vždy stejným způsobem. Kromě kontrolního černého kypřeného úhoru bývají založeny další technologie. Zpravidla jde o konvenční způsob pěstování vybrané zemědělské plodiny a o různé půdochranné způsoby hospodaření. Všechny technologie musí mít stejné parametry, aby je bylo možné mezi sebou srovnávat. Sledování protierozní účinnosti by mělo být rozloženo do celé vegetační sezóny, neboť půdochranná účinnost se u technologií v průběhu roku postupně mění. Metoda stanovení C-faktoru je proto rozdělena do několika období. Janeček et al. (2012) definuje jednotlivá pěstební období následovně:

- 1) *období podmínky a hrubé brázdy.*
- 2) *období od přípravy pozemku k setí do jednoho měsíce po zasetí nebo sázení.*
- 3) *období po dobu druhého měsíce od jarního nebo letního setí či sázení.*
- 4) *období od konce třetího pěstebního období do sklizně.*
- 5) *období strniště.*

Existuje několik dalších možností, jak stanovit C-faktor. Stanovení C-faktoru podle Janečka et al. (2012) vychází z původní metodiky *Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection of practices for soil and water conservation* (Wischmeier a Smith, 1965), kde jsou období pro výčet C-faktoru stanovena jako:

- období F – hrubý úhor. Příprava orbou k setí.*
- období 1 – klíčení. Od setí do prvního měsíce po výsadbě.*
- období 2 – založení. Od prvního do druhého měsíce po jarním nebo letním setí. Pro semena setá na podzim období 2 zahrnuje zimní měsíce, končí okolo 1. května v severních státech, okolo 15. dubna ve středozemních státech a okolo 1. dubna v jižních státech.*
- období 3 – růst a zrání plodiny. Od konce druhého období do sklizně.*
- období 4 – zbytky nebo strniště. Od sklizně plodiny po orbou nebo nové setí (pokud byla založena louka, předpokládá se, že období 4 se musí odložit o dva měsíce po sklizni. Od té doby se louka označuje jako funkční louka.).*

Další metodu dělení pěstebních období uvádí Wischmeier a Smith (1978) v aktualizované metodice s názvem *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Definice jednotlivých období pro stanovení C-faktoru jsou:

*Fáze F: od orby pluhem do dalšího zpracování půdy.*

*Fáze S: období od přípravy k setí/sázení až do 10 % vegetačního pokryvu.*

*Fáze 1: období od 10 % do 50 % vegetačního pokryvu.*

*Fáze 2: období od konce fáze 1 do 75 % vegetačního pokryvu.*

*Fáze 3: zrání úrody, období od 2. fáze do sklizně.*

*Fáze 4: od sklizně po orbu nebo nové setí.*

Zcela jiný způsob určování C-faktoru uvádí Renard a Foster (1997) v publikaci *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Výpočty jsou založeny na patnáctidenních intervalech. To znamená, že hodnoty určené pro stanovení protierozní účinnosti jsou počítány každých 15 dní v průběhu roku. V průběhu roku je stanoveno celkem 24 období s tím, že jako jedno období je počítáno prvních 15 dní každého měsíce. Zbytek měsíce je brán za další období. Délka spadající do druhé fáze měsíce může mít od 13 dní (druhá fáze února) do 16 dní (druhá fáze každého měsíce s 31 dny). V podmínkách České republiky se našemu výzkumnému týmu z hlediska náročnosti a přehlednosti jeví jako nejvhodnější metoda uváděná Janečkem et al. (2012).

### **Polní simulátor deště**

Pokud je vybrána vhodná metoda stanovující termíny pro ověřování protierozní účinnosti zemědělských plodin a způsobů zpracování půdy, je nutné v definovaných obdobích uskutečnit měření. Řada autorů (Meyer a Harmon., 1979; Johnson a Gordon, 1988; Hamed et al., 2002; Vahabi a Nikkami, 2008; Lassu et al., 2015) využila k měření protierozní účinnosti polní simulátor deště. Již Meyer (1958) považoval simulátory deště za jedny z nejcennějších nástrojů ve výzkumu vodní eroze a protierozní ochrany. Grismer (2012) uvádí, že přibližně 80 % všech používaných simulátorů deště využívá k zadeštění trysky. Výsledky uvedené ve studiích (**studie I**, **studie II**, **studie III**) jsou rovněž získány pomocí tryskového simulátoru deště.

Nevýhodou prvních tryskových simulátorů deště byla nestálá intenzita zadeštění (Horotn, 1941; Hammad et al., 2006), nicméně v dnešní době se u těchto druhů simulátorů využívají zařízení hlídající požadovanou intenzitu zadeštění (Vahabi a Nikkami, 2008; Kim et al., 2010; Sangüesa et al., 2010; Aksoy et al., 2012).

Polní simulátor deště Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy, v. v. i. je celkově vybavený čtyřmi tryskami a má několik předností. Jednou z největších je poměrně velká zadešťovaná plocha 21 m<sup>2</sup>. V případě výskytu nestandardních situací na ověřované ploše (praskliny, myší díry apod.) dokáže simulátor deště díky svému záběru minimalizovat promítnutí vlivu těchto odlišností do konečných výsledků. Z průzkumu zahraničních publikací je ve velikosti zadešťované plochy patrná značná variabilita. Dokumentovány jsou malé plochy zadeštění o velikosti 0,24 m<sup>2</sup> (Cerdà et al. 1997), 0,25 m<sup>2</sup> (Dunkerley, 2012), 1,1 m<sup>2</sup> (Vahabi a Nikkami, 2008), 1,6 m<sup>2</sup> (Hignett et al., 1995), větší plochy s výměrou 6,24 m<sup>2</sup> (Hemgren et al, 2004), 10 m<sup>2</sup> (Sangüesa et al. 2010), 16 m<sup>2</sup> (Assouline et al., 1997), až po velké plochy sahající k 50 m<sup>2</sup> (Esteves et al., 2000), respektive k 99 m<sup>2</sup> (Moore et al., 1983). Základní dělení simulátorů deště podle velikosti ověřované plochy uvádí Yakubu a Yusop (2016) s tím, že nejběžněji jsou využívány simulátory deště cca o velikosti 4,5 m<sup>2</sup>. Do kategorie malých simulátorů řadí tyto autoři zadeštěnou plochu v rozmezí 0,1 – 2 m<sup>2</sup>, středních pak od 2,1 – 4 m<sup>2</sup>. Do kategorie velkých jsou řazeny simulátory deště o výměře větší než 4 m<sup>2</sup>. Z výše uvedeného přehledu vyplývá, že většina ve světě používaných simulátorů má menší plochu zadeštění než simulátor deště používaný ve Výzkumném ústavu meliorací a ochrany půdy, v. v. i. Tato skutečnost dokládá vysokou hodnotu dat uvedených v disertační práci.

Intenzita zadeštění je ve studiích (**studie I**, **studie II**, **studie III**) stanovena na 60 mm.h<sup>-1</sup>. Hodnota charakterizuje přívalový déšť a byla zvolena na základě doporučení Českého hydrometeorologického ústavu. Ostatní autoři využívající simulátor deště pro výzkum eroze uvádí intenzitu zadešťování při simulacích následovně: 55 mm.h<sup>-1</sup> (Cerdà et al., 1997), 10 – 30 mm.h<sup>-1</sup> (Dunkerley, 2012), 24,5 a 32 mm.h<sup>-1</sup> (Vahabi a Nikkami, 2008), 40 – 100 mm.h<sup>-1</sup> (Hignett et al., 1995), 65 – 133 (Hemgren et al, 2004), 119 – 124 mm.h<sup>-1</sup> (Sangüesa et al., 2010), 12, 20 a 28 mm.h<sup>-1</sup> (Assouline et al., 1997), 65 mm.h<sup>-1</sup> (Esteves et al., 2000). Hodnoty ukazují, že námi zvolených 60 mm.h<sup>-1</sup> je srovnatelných s řadou dalších zahraničních výzkumů. Samotný déšť je vytvářen pomocí trysek 30WSQ pracujících při tlaku

0,5 baru ve výšce 2,2 m nad terénem. Při tomto tlaku se průměrná velikost kapky pohybuje mezi 1,5 až 2 mm. Velikost kapek přirozeného deště se pro srovnání nejčastěji pohybuje mezi 0,5 mm až 5 mm (Kincaid et al., 1996; Lal, 1998; Yakubu et al., 2016). Maximální velikost přirozených kapek může dosáhnout hodnot 7 až 10 mm (Hudson, 1993; Campos, 1999; Blanquies et al., 2003; Brodie a Rosewell, 2007; Lynch a Lommatsch, 2011), což je považováno za hodnoty, kdy se velké kapky vody stávají hydrodynamicky nestabilní a začínají se rozpadat na menší (Boxel, 1997; Campos, 1999).

Při zadešťování pokusné plochy jsou běžně využívána dvě základní schémata. Základní rozdíl spočívá v rozstříkávání vody. V rámci prvního schématu využitého například autory Blanquies et al. (2003), Hengren et al. (2004), Kim et al. (2010), Sangüesa et al. (2010), Aksoy et al. (2012) jsou dopadové kužely trysek simulátoru větší než ohraničená pokusná plocha. Dochází sice ke ztrátě určitého množství vody v podobě přestříků mimo ověřovanou plochu, ale zadeštění pokusné plochy je rovnoměrné. Druhé schéma využívané ve Výzkumném ústavu meliorací a ochrany půdy, v. v. i. a dalšími zahraničními autory (Assouline et al., 1997; Esteves et al., 2000; Abudi et al., 2012; atd.) počítá s přesným vytyčením a ohraničením plochy dopadových kuželů. Je kladen důraz, aby veškerá voda proudící z trysek zůstávala na pokusné ploše. Simulátory deště jsou využívány pro výzkum vodní eroze již několik desítek let a bylo by jistě vhodné vytvoření jednotného standardizovaného způsobu ověřování. Přestože v minulosti byly snahy o vytvoření takového návodu (Agassi a Bradford 1999; Kinnell 2006; Wildhaber et al. 2012), stále nebylo dosaženo obecné shody ohledně způsobu zadešťování pokusných ploch.

Zadešťování vymezené pokusné plochy se ve studiích (**studie I, studie II, studie III**) uskutečnilo vždy dvakrát po sobě. Délka prvního zadeštění byla 30 minut. Jedná se o dostatečně dlouhou dobu umožňující vznik a ustálení povrchového odtoku. Stejný čas zadeštění zvolil Wildhaber et al. (2012), Iserloh et al. (2013) či Novara et al. (2012). Po skončení simulace následovala 15 minut technologická přestávka. Po uplynutí stanovené doby došlo k druhému (opakovanému) zadeštění o délce 15 minut. Schéma dvou zadeštění využíval ve svých měřeních i Wischmeier a Mannering (1969) nebo Vanelslande et al. (1987). Dvě zadeštění byla zvolena z důvodu zachycení různých počátečních vlhkostí ve zvolených technologiích. Při druhém zadeštění mají ověřované varianty sjednocenou počáteční vlhkost vlivem předchozího zadeštění.

Způsob a metodu určenou pro získání výsledků uvedených v disertační práci můžeme ve srovnání se zahraničními studii považovat za standardní.

### **Naměřené výsledky uvedené ve studiích**

První studie (**studie I**) se zabývá ztrátou organické hmoty v důsledku vodní eroze na sklonitých pozemcích chmelnic. Porovnání našeho výzkumu se zahraničními studii je v tomto případě poměrně obtížné. Produkce chmele je z celosvětového hlediska výsadou pouze několika států (především USA, Německo, Česká republika, Čína, Polsko, Slovinsko, Velká Británie) a oblast výzkumu týkajícího se ztráty půdy a organické hmoty na erozně ohrožených chmelnicích není dosud příliš dobře popsána a kvantifikována. Určité srovnání je možné provést pomocí C-faktoru. Při řešení projektu NAZV QJ1610418 byla našim výzkumným týmem stanovena výše C-faktoru pro konvenční obdělávání chmelnic 0,81. Janeček et al. (2012) ve své metodice uvádí hodnoty C-faktoru pro chmelnice 0,8. Podobně Auerswald et al. (1998) stanovil výši C-faktoru ve chmelnicích 0,78, Malíšek (1992) pak hodnotu 0,73. Všechna uvedená čísla jsou si velmi podobná. To naznačuje správnost metody měření a je značný předpoklad, že výsledky ve **studii I** získané tímto způsobem mají rovněž vypovídající hodnotu. K dalšímu porovnání výsledků je možné využít v odborné literatuře lépe popsané trvalé kultury (vinice a ovocné sady), které jsou svým charakterem podobné chmelnicím (pěstování v řadách s meziřadím). Ve studii Ruiz-Colmenero et al. (2011) je možné zjistit množství vyplavené organické hmoty vlivem vodní eroze ve vinicích. U technologií s podplodinami v meziřadí bylo toto množství nižší o 73,2 % v porovnání s konvenční variantou. Další studie Prodescimi et al. (2016) obsahuje hodnoty značící snížení vyplavené organické hmoty o 70 %. Galati et al. (2015) udává snížení o 59 %. Tyto hodnoty nejsou výrazně odlišné od našich výsledků.

Velká část autorů uvádí ve svých odborných publikacích pouze ztrátu půdy a nezabývají se dalšími charakteristikami erodovaného sedimentu. Určité srovnání je tedy možné provést i přes oblast ztráty půdy. V projektu NAZV QJ1610418 uvádíme nižší odnos půdy u technologií s podplodinami v meziřadí chmelnic přibližně o 80 % v porovnání s konvenční variantou. Novara et al. (2011) naměřil ve vinicích nižší ztrátu půdy u technologií s podplodinami o 76 %. Stejně tak Marques et al. (2010) uvádí snížení smyvu půdy o 84,6 %. Biddocu et al. (2017) se rovněž ve výsledcích

příliš neliší (nižší ztráta půdy o 72 až 89 %). Pro vodní erozi v ovocných sadech pak Keesstra et al. (2016) uvádí snížení odnosu půdy o 89 % u technologií s přítomností vegetace v meziřadí. Skutečnost, že všechny uvedené hodnoty jsou podobné našim hodnotám, poukazuje (stejně jako u předchozího srovnání C-faktoru) na správnost našich měření.

Ve druhé studii (**studie II**) je kvantifikována půdoochranná účinnost několika technologií určených pro pěstování kukuřice seté. Hlavním cílem studie bylo porovnání pásového zpracování půdy s konvenčním způsobem zpracování. Díky tomu, že bylo pásové zpracování půdy provedeno ve vyžilém travním porostu, očekával náš výzkumný tým velmi silné půdoochranné účinky. Půda pokryta travním porostem má na rozdíl od intenzivně obdělávané půdy výhodu v tom, že může ležet několik let tzv. ladem. To umožňuje postupné obnovení mimoprodukčních funkcí. Nízké hodnoty ztráty půdy z našich měření silný půdoochranný účinek potvrzují. K podobným, pozitivním hodnotám došel Ryken et al. (2018), kdy pro pásové zpracování půdy uvádí nižší odnos půdy o 99 %. Stejně tak Wischmeier a Smith (1978) stanovili protierozní účinnost této technologie 95 až 97 %. Silný půdoochranný účinek pásového zpracování půdy zaznamenal i Prasuhn (2012). Ten ve Švýcarské oblasti naměřil ztrátu půdy nižší o 90 % ve srovnání s konvenčním způsobem hospodaření. Felsot et al. (1990) pro pásové zpracování půdy využil posklizňové zbytky sóji a uvádí nižší smyv půdy o 98 %.

Technologie pásového zpracování nebrání jenom odnosu půdy, ale pozitivně ovlivňuje infiltraci vody do půdy a omezuje povrchový odtok. Vzhledem k tomu, že byl pro založení kukuřice využit desikovaný travní porost, nacházelo se v nezpracovaných pásech půdy velké množství rostlinných zbytků. Půda byla dostatečně prokořeněná, což se projevilo ve významné redukci povrchového odtoku. Také Felsot et al. (1990) naměřil výrazně nižší množství povrchového odtoku u pásového zpracování půdy (o 76 %). Podobně Bosch et al. (2005) došel ke snížení povrchového odtoku dosahujícímu k 81 %. Ryken et al. (2018) pak uvádí znovu velmi silné omezení povrchového odtoku o 93 %.

Celková půdoochranná účinnost pásového zpracování půdy může být ovlivněna druhem a kvalitou zapojení vegetačního pokryvu, ve kterém následně dojde k vytvoření zpracovaných a nezpracovaných pásů. Travní porost by měl svou



charakteristikou patřit mezi neúčinnější varianty. Nevýhodou travního porostu je jeho jednorázové zpracování a nemožnost častějšího opakování na stejném pozemku. Proto se pro pásové zpracování půdy využívají i různé druhy mezplodin. Vhodnou mezplodinou je svazenka vratičolistá (*Phacelia tanacetifolia* L.), hořčice bílá (*Sinapis alba* L.) a žito ozimé (*Secale cereale* L.). Určitou nevýhodou může představovat potřeba kompletního umrtvení předchozího porostu určeného pro pásové zpracování. K tomu je nutné na vybraném pozemku provést desikaci za pomoci vhodného přípravku. U nás je nejrozšířenější glyfosát. Po desikaci a následném založení kukuřice nedochází ke konkurenci plodin. Podle dosažených výsledků získaných v projektu NAZV QJ1510179 bylo stanoveno, že kukuřici je možné pěstovat půdoochrannými technologiemi bez jakéhokoli omezení. Základem úspěšného využívání musí být přesné založení porostu kukuřice do zpracované části půdy.

Poslední studie (**studie III**) je postavena na technologii přímého setí do nezpracované půdy s využitím strniskové mezplodiny (bezorebná technologie). Tento způsob hospodaření je považován za vhodnou alternativu ke konvenčnímu způsobu hospodaření s cílem omezit degradaci půdy (Reicosky, 2008). Hlavní plodinou byl čirok, který může být považován za alternativní plodinu ke kukuřici. Ve srovnání s kukuřicí má čirok řadu výhod. Hermut et al. (2012) uvádí následující pozitiva: 1) potřeba vody je až o 1/3 nižší; 2) nedostatkem vody je čirok méně poškozován (House, 1985); 3) nižší nároky na kvalitu půdy; 4) mohutný kořenový systém sahající do hloubky 150 cm. Nevýhodou mohou být vyšší nároky na teplo v porovnání s kukuřicí, což ale vzhledem k probíhajícím klimatickým změnám nemusí být v budoucnu chápáno v našich podmínkách jako nevýhoda. Obecně je v optimálních podmínkách výkonnější kukuřice, nicméně čirok ji může překonat za dostatečného tepla a v horších půdních podmínkách (Podrábský, 2011). Z hlediska půdoochranné účinnosti vykazala v našich měřeních technologie pěstování čiroku bezorebným způsobem velmi dobré vlastnosti. McGregor a Mutchler (1992) provedl podobný výzkum s čirokem ve státě Mississippi. Ve studii je zaznamenán nižší odnos půdy u bezorebné technologie o 97 %. Langdale et al. (1979) uvádí rovněž vysokou hodnotu (99 % snížení ve ztrátě půdy). Dickey et al. (1984) pomocí simulátoru deště stanovil u bezorebného způsobu pěstování čiroku snížení ztráty půdy v rozmezí 66 až 96 %. West et al. (1991) dále potvrzuje nižší smyv půdy přesahující 80 %. Všechny výše

zmíněné studie proběhly na území Spojených států amerických a bylo důležité ověřit protierozní účinnost v našich klimatických podmínkách.

Z pohledu povrchového odtoku jsme u technologie čiroku založeným bezorebným způsobem naměřili pozitivní hodnoty ve srovnání s konvenční technologií. Redukce povrchového odtoku není tak výrazná jako u ztráty půdy, přesto je velmi pozitivní. Povrchovému odtoku účinně brání rostlinné zbytky z předchozí meziplodiny vyskytující se na povrchu půdy. Výsledkem je přibližně o polovinu nižší povrchový odtok ve srovnání s konvenční technologií. Zahraníční autoři udávají u bezorebného způsobu pěstování čiroku podobné hodnoty: Langdale et al (1979) – 47 % snížení; McGregor a Mutchler (1992) – 44 % snížení; Blough et al. (1990) – 25 % snížení při 30 % pokryvnosti; West et al. (1991) – 33 % snížení; Meyer et al. (1999) – 10 až 25 % snížení. Z výzkumu představeného ve **studii III** je možné konstatovat, že bezorebný způsob pěstování čiroku má silné půdoochranné účinky, kterých je možné dosáhnout i na území České republiky.

Strauss et al. (2003) analyzoval 68 studií se 160 porovnatelnými výsledky týkajícími se eroze půdy a povrchového odtoku u různých způsobů zpracování půdy. Ze závěrů analýzy vyplývá, že průměrná protierozní účinnost půdoochranných způsobů hospodaření je ve srovnání s konvenčními variantami 60 % (medián pak 76 %). Výsledky v disertační práci dosahují vyšších hodnot, než udává Strauss et al. (2003), nicméně vybrané půdoochranné technologie našim výzkumným týmem jsou obecně považovány za velmi účinné. V rámci uvedených studií (**studie I, studie II, studie III**) jsme došli k závěru, že hlavní příčinou vodní eroze a nadměrného povrchového odtoku je nedostatečný pokryv půdy rostlinami, případně jejich zbytky. Ke stejnému názoru došel Blanco a Lal (2010). Využívání půdoochranných technologií má na základě našich výsledků, ale i výsledků uvedených v ostatních studiích, nezpochybnitelný vliv na omezení degradačních procesů. Informací o těchto způsobech hospodaření díky výzkumu postupně přibývá a je na státní správě a dalších orgánech k tomu určených, aby tyto informace šířily mezi zemědělskou veřejnost. V disertační práci jsou představeny tři zemědělské plodiny, ale je nezbytné najít a ověřit příslušné půdoochranné technologie pro všechny erozně ohrožené zemědělské plodiny.

## Závěrečné shrnutí

Disertační práce je zaměřena na kvantifikaci degradačních procesů způsobených vodní erozí u konvenčních a půdoochranných způsobů hospodaření. Problematika ochrany půdy před degradačními procesy je v současné době velice aktuálním tématem zasahujícím do celého světa. Vzhledem k neustále se zpříšňujícím podmínkám pro hospodaření na zemědělské půdě je důležité poskytnout zemědělským subjektům vhodné a spolehlivé půdoochranné způsoby hospodaření. Cílem hospodaření by mělo být dosažení zisku při zachování zodpovědného využívání přírodních zdrojů a dostupných agro-environmentálních opatření. Ne vždy lze daný typ půdoochranné technologie využít na všech pozemcích. Proto by měla být možnost volby mezi různými půdoochrannými technologiemi. Tento princip v České republice v zásadě funguje a zemědělský subjekt má dnes možnost vybrat si takový způsob zpracování půdy, který bude nejvíce vhodný pro jeho pozemek a technické možnosti. Při využívání půdoochranného způsobu hospodaření by měla být známa protierozní účinnost, výnosovost a ekonomická náročnost dané technologie. Informace o uvedených ukazatelích mohou přispět při následném výběru. Z tohoto důvodu je potřeba ověřovat nové, ale i stávající postupy hospodaření a mít mezi nimi určité srovnání. Podklady pro studie byly získány ve Výzkumném ústavu meliorací a ochrany půdy, v. v. i. a publikovány ve spolupráci s Fakultou životního prostředí (Katedra biotechnických úprav krajiny) na České zemědělské univerzitě v Praze.

Celkem se disertační práce zabývá třemi erozně náchylnými zemědělskými plodinami. Vybrány byly chmel, kukuřice a čirok. Pro ověření půdoochranného účinku jednotlivých způsobů hospodaření byl využit polní simulátor deště o ploše zadeštění 21 m<sup>2</sup>. Zadešťování simulátorem deště probíhalo vždy ve třech stanovených termínech z důvodu měnící se pokrývnosti povrchu půdy v průběhu roku.

V první studii (**Reduction in soil organic matter loss caused by water erosion in inter-rows of hop gardens**) je popsána problematika vyplavování organické hmoty vlivem vodní eroze ve chmelnicích. Chmel má v českých zemích dlouholetou tradici a jeho kvalita je po celém světě dobře známá. Při klasickém způsobu zpracování chmelnic není povrch meziřadí nijak chráněn. Vodní eroze a povrchový odtok pak nastává při každém větším dešti. V důsledku vodní eroze je půda ochuzována o velké

množství organické hmoty a pozemek se postupně stává méně úrodný. Pokud jsou v meziřadí zasety vhodně zvolené podplodiny, je možné silným způsobem snížit projevy vodní eroze. Výsledky prokázaly, že pokud je meziřadí chmelnic ozeleněné, množství smyté organické hmoty výrazně klesá v porovnání s konvenčním způsobem hospodaření. Při výskytu přívalových srážek na erozně ohrožených chmelnicích je smyv organické hmoty u technologií s podplodinami snížen v průměru o 60 %. V případě výskytu opakovaného deště si technologie s podplodinami udržují stále velmi silnou půdoochrannou účinnost 54,5 %. Mezi ověřovanými druhy podplodin nebyly naměřeny významné rozdíly. Jednotlivé podplodiny mají své specifické vlastnosti a funkce, nicméně pro půdoochranný účinek je nejdůležitější samotná přítomnost ozelenění.

Ve druhé studii (**The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion**) je představena protierozní účinnost pásového zpracování půdy při zakládání porostu kukuřice seté. Kukuřice je u nás v současnosti nejčastěji se vyskytující erozně náchylnou plodinou a její pěstování pomocí půdoochranných technologií se dostává stále více do popředí. Základním principem technologie pásového zpracování půdy je vytvoření pásů nezpracované a zpracované půdy. V nezpracovaných pásích půdy se nacházejí rostlinné zbytky a brání před vznikem vodní eroze. Do zpracované části půdy se provádí setí. Výhodou dnešních strojů je, že dokážou zpracovat pásy půdy a zasít, případně aplikovat hnojivo během jediného pojezdu. Studie přináší jedinečné údaje o protierozní účinnosti technologie pásového zpracování vyžilého travního porostu vyskytujícího se na orné půdě. Z výsledků je patrné, že protierozní účinnost takto založeného porostu kukuřice je velmi vysoká. Odnos půdy byl v porovnání s konvenční technologií redukován na minimum (celkem o 98 %). Díky prokořenění půdy travním porostem je i výrazným způsobem omezen povrchový odtok. Ten byl snížen v porovnání s konvenční variantou o 79 %. Jestliže povrchový odtok u technologie nastane, odtéká z půdy téměř „čistá voda“.

Třetí studie (**Influence of No-Till Technology on Reducing Soil Degradation During Sorghum Cultivation**) je zaměřena na kvantifikaci půdoochranného efektu bezorebného zpracování půdy při pěstování čiroku. Ověřována byla varianta s klasickou šíří řádku (0,75 m) i varianta úzkého řádku (0,375 m). Čirok byl zvolen jako alternativní zemědělská plodina do jisté míry srovnatelná s kukuřicí. Vzhledem

ke klimatickým změnám by mohlo být v budoucnu pěstování čiroku v České republice více rozšířené. V porovnání s kukuřicí čirok lépe odolává suchu, k plnému vzrůstu potřebuje méně vody a kořeny dosahují do větší hloubky. Naměřené hodnoty u bezorebného způsobu pěstování čiroku ukazují velmi silnou půdoochrannou účinnost. Odnos půdy byl nejnižší u varianty úzkého řádku, kdy došlo ke snížení o 89 % v porovnání s konvenční variantou. U bezorebné varianty s klasickou šíří řádku byla ztráta půdy nižší o 78 %. Pozitivní výsledky byly naměřeny i u povrchového odtoku. Ten byl u obou půdoochranných technologií redukován o více než polovinu.

Hospodaření pomocí konvenčního způsobu bude vlivem příslušných úředních nařízení a v důsledku zhoršené kvality půdy stále složitější. Proto je nezbytné zajistit pro zemědělské subjekty dostatečný počet půdoochranných technologií včetně jejich podrobného popsání. Disertační práce poukazuje na důležitost využívání půdoochranných technologií. I na erozně ohrožených pozemcích je možné hospodařit pomocí šetrného a trvale udržitelného způsobu. Základem námi zvolených půdoochranných technologií je zakrytí povrchu půdy vegetací. Rostlinné zbytky, případně celé rostliny brání dopadajícím kapkám v rozrušení povrchu půdy a zároveň brání před vznikem povrchového odtoku. Jestliže chceme omezit degradační procesy a postupně vracet půdě její základní vlastnosti, je nezbytné půdoochranné technologie využívat. Půdu máme jenom jednu, a pokud si ji jednou zničíme, její náprava bude velice obtížná a v některých případech již nebude vzhledem k délce její obnovy ani možná.

## Summary

This dissertation thesis is focused on the quantification of degradation processes caused by water erosion in conventional and soil conservation methods of land management. The issue of soil conservation against degradation processes has been recently a very up-to-date topic spreading all over the world. Given the increasingly stricter conditions for land management on agricultural land it is essential to provide agricultural entities with appropriate and reliable soil conservation practices. Land management should aim to gain profit while maintaining the responsible use of natural resources and available agro-environmental measures. It is not always possible to use the particular type of soil conservation technology on all types of plots of land. Therefore, there should be a choice among various soil conservation technologies. Basically, this principle works in the Czech Republic and the agricultural entity has nowadays the possibility to choose the type of technology which shall be most appropriate for its plot of land and technical possibilities. Anti-erosion efficiency as well as profitability and economic demands of a particular technology should be known when using soil conservation methods. Information on the given indicators can contribute to the subsequent selection. For this reason, it is necessary to verify new as well as current management procedures and to have a certain comparison between them. The materials for these studies were obtained at the Research Institute of Soil and Water Conservation, public research institution and published in cooperation with Faculty of Environmental Sciences (Department of Land Use and Improvement) at Czech University of Life Sciences in Prague.

In total this thesis deals with three agricultural crops susceptible to erosion, i.e. hops, maize and sorghum were selected. A field rainfall simulator with the sprayed area of 21 m<sup>2</sup> was used in order to verify soil conservation effect of the individual farming management methods. Spraying water using rainfall simulator always took place at three set dates due to the changing soil surface coverage throughout the year.

The first study (**Reduction in soil organic matter loss caused by water erosion in inter-rows of hop gardens**) deals with the issue of washing out organic matter in hop gardens due to water erosion. Hop has had a long tradition in the Czech lands and its quality is very well known all over the world. The inter-rows surface is not protected

in any way within the traditional method of hop gardens treatment. As a consequence, water erosion and surface runoff occur with every major rainfall. As a result of water erosion, the soil is depleted by a considerable amount of organic matter and the plot of land gradually becomes less and less fertile. If suitably selected catch crops are sown in inter-rows, it is possible to substantially reduce the effects of water erosion. The results have shown that if the hop garden's inter-rows are made green through vegetation cover, then the amount of washed organic matter considerably decreases compared to conventional farming. In the event of torrential rainfall in erosion threatened hop gardens, the organic matter wash-out in technologies with catch crops decreased on average by 60%. In the event of repeated rainfall, the technologies with catch crops still maintain a very high level of soil conservation efficiency of 54.5%. Significant differences were not detected among verified types of catch crops. Individual catch crops have their specific characteristics and functions, however, the very presence of vegetation cover is most important for the soil conservation effect.

The second study (**The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion**) presents anti-erosion efficiency of strip-till when establishing the growth cover of maize. Maize is at present the most frequently occurring erosion prone crop and its cultivation by means of soil conservation technologies is becoming increasingly important. The basic principle of strip-till technology is to create strips of treated and untreated soil. In untreated strips of soil there are plant residues, which prevent water erosion. Sowing is carried out into the treated part of the soil. The advantage of today's agricultural machines is the fact that they are able to treat strips of soil and sow, and possibly apply fertilisers during a single drive. This study brings unique data on soil conservation efficiency of strip-till technology of the worn grass cover occurring on arable land. It is apparent from the results that soil conservation efficiency of the established cover of maize is very high. Soil loss was reduced to a minimum (in total by 98%) compared to conventional technology. Surface runoff is considerably reduced as well thanks to rooting of soil by grass cover, which was reduced by 79% compared to the conventional technology. If the surface runoff occurs within this technology, almost “pure water” flows out of the soil.

The third study (**Influence of No-Till Technology on Reducing Soil Degradation During Sorghum Cultivation**) deals with quantification of soil conservation effect of

no-till technology when growing sorghum. The technology with a typical row width of (0.75m) as well as the technology with a narrow row (0.375m) were verified. Sorghum was selected as an alternative agricultural crop to a certain extent comparable to maize. Sorghum cultivation in the Czech Republic could be more widespread in the future due to climate change. Compared to maize, sorghum is more resistant to drought, it needs less water to reach a full growth and its roots reach deeper. The measured values in no-till technology of sorghum cultivation show a very strong soil conservation efficiency. The soil loss was lowest in the no-till technology of a narrow row with a reduction of 89% compared to the conventional technology. The soil loss was lower by 78% in no-till technology with a typical row width. Positive results were also measured in surface runoff, which was reduced in both soil conservation technologies by more than a half.

Land management using conventional method will become increasingly difficult due to relevant official regulations and also due to soil quality deterioration. It is therefore vital to ensure a sufficient amount of soil conservation technologies including their detailed descriptions for agricultural entities. This dissertation thesis highlights the importance of using soil conservation technologies. Even erosion prone plots of land can be treated using environmentally friendly and sustainable way. The basis of our selected soil conservation technologies is covering soil surface by vegetation. Plant residues, or whole plants prevent falling drops from disturbing the soil surface and at the same time prevent the onset of surface runoff. If we want to reduce soil degradation processes and gradually give the soil its basic properties, it is necessary to use soil conservation technologies. Soil is unique and once we destroy it, the remedy will be very difficult and in some cases the remedy will even no longer be possible due to the length of its restoration.



## Použitá literatura

Abdullahi A., 2018: Erosion Effect on Soil Physical Properties in Selected Farmlands in Gidan Kwano, Niger State. *Journal of Horticulture and Plant Research* 2: 10 – 22.

Abudi I., Carmi G., Berliner P., 2012: Rainfall simulator for field runoff studies. *Journal of Hydrology* 454-455: 76 – 81.

Agassi M., Bradford J. M., 1999: Methodologies for interrill soil erosion studies. *Soil and Tillage Research* 49(4): 277 – 287.

Aksoy H., Unal N. E., Cokgor S., Gedikli A., Yoon J., Koca K., Inco S. B., Eris E., 2012: A rainfall simulator for laboratoryscale assessment of rainfall–runoff–sediment transport processes over a two-dimensional flume. *Catena* 98: 63 – 72.

Alberts E. E., Neibling W. H., 1994: Influence of crop residues on water erosion. In: Unger P. W. [ed.]: *Managing Agricultural Residues*. Lewis Publishers, Chelsea.

Angulo-Martinez M., Beguería S., Navas A., Machin J., 2012: Splash erosion under natural rainfall on three soil types in NE Spain. *Geomorphology* 175: 38 – 44.

Arriaga F. J., Lowery B., 2003: Soil physical properties and crop productivity of an eroded soil amended with cattle manure. *Soil science* 168(12): 888 – 899.

Assouline S., El Idrissi A., Persoons E., 1997: Modelling the physical characteristics of simulated rainfall: a comparison with natural rainfall. *Journal of Hydrology* 196(1-4): 336 – 347.

Bai Z. G., Dent D. L., Olsson L., Schaepman M. E., 2008: Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use and Management* 24(3): 223 – 234.

Bakker M. M., Govers G., Jones R. A., 2007: The effect of soil erosion on Europe's crop yields. *Ecosystems* 10(7): 1209 – 1219.

Bastida F., Zsolnay A., Ternández T., García C., 2008: Past, present and future of soil quality indices: a biological perspective. *Geoderma* 147(3-4): 159 – 171.

- Benito G., Rico M., Sánchez-Moya, Sopeña A., Thorndycraft V. R., Barriendos M., 2010: The impact of late Holocene climatic variability and land use change on the flood hydrology of the Guadalentín River, southeast Spain. *Global and Planetary Change* 70(1-4): 53 – 63.
- Biddoccu M., Zecca O., Audisio C., Godone F., Barmaz A., Cavallo E., 2018: Assessment of Long-Term Soil Erosion in a Mountain Vineyard, Aosta Valley (NW Italy). *Land Degradation and Development* 29(3): 617 – 629.
- Blaikie P., Brookfield H., 1987: *Land Degradation and Society*. CAB Publishment, Methuen.
- Blanco H., Lal R., 2008: *Principles of soil conservation and management*. Springer, Dordrecht.
- Blanquies J., Scharff M., Hallock B., 2003: The Design and Construction of a Rainfall Simulator, International Erosion Control Association (IECA). Proceedings of 34th Annual Conference and Expo, Las Vegas.
- Blavet D., De Noni G., Le Bissonnais Y., Leonard M., Maillo L., Laurent J. Y., Asseline J., Leprun J. C., Arshad M. A., Roose E., 2009: Effect of land use and management on the early stages of soil water erosion in French Mediterranean vineyards. *Soil Tillage Research* 106: 124 – 136.
- Blough R. F., Jarrett A. R., Hamlett J. M., Shaw M. D., 1990: Runoff and erosion rates from slit, conventional, and chisel tillage under simulated rainfall. *Transactions of the ASAE* 33(5): 1557 – 1562.
- Blum W. E. H., 1997: Basic concepts: degradation, resilience and rehabilitation. *Methods for assessment of soil degradation*: 1 – 16.
- Boardman J., Poesen J., Rekolainen S., Ekholm P., Heathwaite A. L., Lehtoranta J., Uusitalo R., 2006: Off-Site impacts of erosion: eutrophication as an example, Soil erosion in Europe: 775 – 789.
- Boardman J., Evans R., Favis-Mortlock D. T., Harris T. M., 1990: Climate change and soil erosion on agricultural land in England and Wales. *Land Degradation & Development* 2(2): 95 – 106.

Bone J., Head M., Barraclough D., Archer M., Scheib C., Flight D., Voulvoulis N., 2010: Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. *Environment International* 36(6): 609 – 622.

Bosch D. D., Potter T. L., Truman C. C., Bednarz C. W., Strickland T. C., 2005: Surface runoff and lateral subsurface flow as a response to conservation tillage and soil-water conditions. *Transactions of the ASAE* 48(6): 2137 – 2144.

Bouma J., 2010: Implications of the knowledge paradox for soil science. *Advances in agronomy*: 143 – 171.

Bouma J., Varallyay G., Batjes N. H., 1998: Principal land use changes anticipated in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 67(2-3): 103 – 119.

Bouraoui F., Grizzetti B., Granlund K., Rekolainen S., Bidoglio G., 2004: Impact of climate change on the water cycle and nutrient losses in a Finnish catchment. *Climatic Change* 66(1-2): 109 – 126.

Boxel J. H. V., 1997: Numerical model for the fall speed of raindrops in rainfall simulator. In: D. Gabriels, Cornelis W. M. [ed.]: *Workshop on Wind and Water Erosion*, 17 – 18 Nov. Ghent: International Centre for Eremology, University of Ghent.

Brant V., Bečka D., Cihlár P., Fuksa P., Hakl J., Holec J., Chyba J., Jursík M., Kobzová D., Krček V., Kroulík M., Kusá H., Novotný I., Pivec J., Prokinová E., Růžek P., Smutný V., Škeříková M., Záborský P., 2016: *Pásové zpracování půdy (strip tillage) klasické, intenzivní a modifikované*. ProfiPress, Praha.

Brevik E. C., Sauer T. J., 2015: The past, present, and future of soils and human health studies. *Soil* 1(1): 35 – 46.

Brodie I., Rosewell C., 2007: Theoretical relationships between rainfall intensity and kinetic energy variants associated with stormwater particle washoff. *Journal of Hydrology* 340(1-2): 40 – 47.

Bronick C. J., Lal R., 2005: Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124(1-2): 3 – 22.

Bubenzer G. D., 1980: An overview of rainfall simulators. *American Society of Agricultural Engineering*, 80-2033: 1 – 13.

- Buzek L., 1983: Eroze půdy. Pedagogická fakulta v Ostravě, Ostrava.
- Campiglia E., Mancinelli R., Di Felice V., Radicetti E., 2014: Long-term residual effects of the management of cover crop biomass on soil nitrogen and yield of endive (*Cichorium endivia* L.) and savoy cabbage (*Brassica oleracea* var. *sabauda*). *Soil Tillage Research* 139: 1 – 7.
- Campos E. F., 1999: On measurements of drop size distribution. *Temas Meteorológicos y Oceanográficos* 6(1): 24 – 30.
- Carrollo F. G., Di Stefano C., Ferro V., Pampalone V., 2015: Measuring rill erosion at plot scale by a drone-based technology. *Hydrological Processes* 29(17): 3802 – 3811.
- Castillo V. M., Martínez-Mena M., Albaladejo J., 1997: Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Science Society of America Journal* 61(4): 1116 – 1121.
- Cerdà A., Flanagan D. C., Le Bissonnais Y., Boardman J., 2009: Soil erosion and agriculture. *Soil Tillage Research* 106: 107 – 108.
- Cerdà A., 2001: Effects of rock fragments cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. *European Journal Soil Science* 52: 59 – 68.
- Cerdà A., 1998: The influence of geomorphological position and vegetation cover on the erosional and hydrological processes on a Mediterranean hillslope. *Hydrological Processes* 12: 661 – 671.
- Cerdà A., Ibanez S., Cavlo A., 1997: Design and operation of a small and portable rainfall simulator for rugged terrain. *Soil Technology* 11: 163 – 170.
- Cerdà A., 1994: The response of abandoned terraces to simulated rain. In: Rickson R. J. [ed.]: *Conserving Soil Resources: European Perspective*. CAB International, Wallingford.
- Cerdan O., Govers G., Le Bissonnais Y., Van Oost K., Poesen J., Saby N., Gobin A., Vacca A., Quinton J., Auerswald K., Klik A., Kwaad F. J. P. M., Raclot D., Ionita I., Rejman J., Rousseva S., Muxart T., Roxo M. J., Dostal T., 2010: Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: a study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122(1-2): 167 – 177.

- Cook H. F., Valdes G. S. B., Lee H. C., 2006: Mulch effects on rainfall interception, soil physical characteristics and temperature under *Zea mays* L. *Soil Tillage Research* 91: 227 – 235.
- Dahiya R., Ingwersen J., Streck T., 2007: The effect of mulching and tillage on the water and temperature regimes of a loess soil: experimental findings and modeling. *Soil Tillage Research* 96: 52 – 63.
- De Silva S. H. S. A., Cook H. F., 2003: Soil physical conditions and performance of cowpea following organic matter amelioration of sand. *Commun. Soil Science and Plant Analysis* 34: 1039 – 1058.
- Dickey E. C., Shelton D. P., Jasa P. J., Peterson T. R., 1984: Tillage, residue and erosion on moderately sloping soils. *Transactions of the ASAE* 27(4): 1093 – 1099.
- Dominati E. J., Mackay A., Lynch B., Heath N., Millner I., 2014: An ecosystem services approach to the quantification of shallow mass movement erosion and the value of soil conservation practices. *Ecosystem Services* 9: 204 – 215.
- Duan X., Xie Y., Ou T., Lu H., 2011: Effects of soil erosion on long-term soil productivity in the black soil region of northeastern China. *Catena* 87(2): 268 – 275.
- Dudka S., Adriano D. C., 1997: Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review. *Journal of environmental quality* 26(3): 590 – 602.
- Dunkerley D., 2012: Effects of rainfall intensity fluctuations on infiltration and runoff: rainfall simulation on dryland soils, fowlers gap, Australia. *Hydrological Processes* 26(15): 2211 – 2224.
- Ebeid M. M., Lal R., Hall G. F., Miller E., 1995: Erosion effects on soil properties and soybean yield of a Miamian soil in Western Ohio in a season with below normal rainfall. *Soil technology* 8(2): 97 – 108.
- El Titi A., 2002: *Soil Tillage in Agroecosystems: Advances in Agronomy*. CRC Press, Washington D. C.
- Esteves M., Planchon O., Lapetite J. M., Silvera N., Cadet P., 2000: The 'Emire' large rainfall simulator: design and field testing. *Earth Surface Processes and Landforms*, 25 (Special issue): 681 – 690.

Evropská komise, 2006: Thematic Strategy for Soil Protection. Commission of the European Communities. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, Brussels.

Felsot A. S., Mitchell J. K., Kenimer A. L., 1990: Assessment of management practices for reducing pesticide runoff from sloping cropland in Illinois. *Journal of Environmental Quality* 19(3): 539 – 545.

Fiener P., Auerswald K., Van Oost K., 2011: Spatio-temporal patterns in land use and management affecting surface runoff response of agricultural catchments – A review. *Earth-Science Reviews* 106(1-2): 92 – 104.

Fierer N., 2017: Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. *Nature Reviews Microbiology* 15(10): 579 – 590.

Fleming K. L., Westfall D. G., Bausch W. C., 2000: Evaluating management zone technology and grid soil sampling for variable rate nitrogen application. Anonymous Proceedings of the 5th International Conference on Precision Agriculture, Colorado.

Fonte S. J., Barrios E., Six J., 2010: Earthworms, soil fertility and aggregate-associated soil organic matter dynamics in the Quesungual agroforestry system. *Geoderma* 155: 320–328.

Fullen M. A., Brandsma R. T., 1995: Property changes by erosion of loamy sand soils in east Shropshire, UK. *Soil technology* 8(1): 1 – 15.

Gachene C. K. K., Jarvis N. J., Linner H., Mbuvi J. P., 1997: Soil erosion effects on soil properties in a highland area of Central Kenya. *Soil Science Society of America Journal* 61(2): 559 – 564.

Galati A., Gristina L., Crescimanno M., Barone E., Novara A., 2015: Towards more efficient incentives for agri-environment measures in degraded and eroded vineyards. *Land Degradation and Development* 26: 557 – 564.

Garcia C., Hernández T., 1997: Biological and biochemical indicators in derelict soils subject to erosion. *Soil Biology and Biochemistry* 29(2): 171 – 177.

- García-Díaz A., Bienes R., Sastre B., Novara A., Gristina L., Cerdà A., 2017: Nitrogen losses in vineyards under different types of soil groundcover. A field runoff simulator approach in central Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 236: 256 – 267.
- García-Orenes F., Roldán A., Mataix-Solera J., Cerdà A., Campoy M., Arcenegui V., Caravaca F., 2012: Soil structural stability and erosion rates influenced by agricultural management practices in a semi-arid Mediterranean agro-ecosystem. *Soil Use Management* 28: 571 – 579.
- Gilley J., Risse L. M., 2000: Runoff and soil loss as affected by the application of manure. *Transactions of the ASAE* 43(6): 1583 – 1588.
- Gholami L., Sadeghi S. H., Homae M., 2013: Straw mulching effect on splash erosion, runoff, and sediment yield from eroded plots. *Soil Science Society of America Journal* 77(1): 268 – 278.
- Glasson J., Therivel R., Chadwick A., 2005: *Introduction to Environmental Impact Assessment – 3rd edition*. Routledge, New York.
- Gomiero T., 2016: Soil Degradation, Land Scarcity and Food Security: Reviewing a Complex Challenge. *Sustainability* 8: 1 – 41.
- Gonzalez-Hidalgo J. C., Batalla R. J., Cerdà A., de Luis M., 2010: Contribution of the largest events to suspended sediment transport across the USA. *Land Degradation & Development* 21(2): 83 – 91.
- Grismer M., 2012: Standards vary in studies using rainfall simulators to evaluate erosion. *California Agriculture* 66(3): 102 – 107.
- Groen A. H., Woods S. W., 2008: Effectiveness of aerial seeding and straw mulch for reducing post-wildfire erosion, north-western Montana, USA. *International Journal of Wildland Fire* 17(5): 559 – 571.
- Hamed Y., Albergel J., Pépin Y., Asseline J., Nasri S., Zante P., Berndtsson R., El-Niazy M., Balah M., 2002: Comparison between rainfall simulator erosion and observed reservoir sedimentation in an erosion-sensitive semiarid catchment. *Catena* 50(1): 1 – 16.

Hammad A. H., Børresen T., Haugen L. E., 2006: Effects of rain characteristics and terracing on runoff and erosion under the Mediterranean. *Soil and Tillage Research* 87(1): 39 – 47.

Haygarth P. M., Ritz K., 2009: The future of soils and land use in the UK: soil systems for the provision of land-based ecosystem services. *Land Use Policy* 26: 187 – 197.

Hermuth J., Janovská D., Stražil Z., Uš'ak S., Hýsek J., 2012: Čirok obecný *Sorghum bicolor* (L.), možnosti využití v podmínkách České republiky – metodika pro praxi. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.

Herngren L., Goonetilleke A., Ayoko G., 2004: Investigation of urban water quality using artificial rainfall. *Proceedings of the Water Environment Federation* 4: 1169 – 1184.

Hignett C. T., Gusli S., Cass A., Besz W., 1995: An automated laboratory rainfall simulation system with controlled rainfall intensity, raindrop energy and soil drainage. *Soil Technology* 8: 31 – 42.

Hobbs P. R., 2007: Conservation agriculture: what is it and why is it important for future sustainable food production? *Journal Agriculture Science* 145: 127 – 137.

Holý M., 1978: Protierozní ochrana: Učebnice pro stavební fakulty SNTL, Praha.

Horton R. E., 1941: An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity 1. *Soil science society of America journal* 5.(C): 399 – 417.

Hou S., Xin M., Wang L., Jiang L., Li N., Wang Z., 2014: The effects of erosion on the microbial populations and enzyme activity in black soil of northeastern China. *Acta Ecologica Sinica* 34(6): 295 – 301.

House L. R., 1985: A guide to sorghum breeding. Andhra Pradesh.

Hudson N. W., 2006: *Conservación del suelo*. Reverte, Barcelona.

Hudson N. W., 1993: Field measurement of soil erosion and runoff. *Food & Agricultural Organization Soils Bulletin*, Rome.



Huntley B., Baillie M., Grove J., Hammer C., Harrison S. P., Jacomet S., Jansen E., Karlen W., Koc N., Luterbacher J., Negendank J. F. W., Schibler J., 2002: Holocene palaeoenvironmental changes in North-West Europe: climatic implications and the human dimension. In: Wefer G., Berger W., Behre K. E., Jansen E. [ed.]: *Climate Development and History of the North Atlantic Realm*. Springer, Berlin.

Hůla J., Janeček M., Kovaříček P., Bohuslávek J., 2003: *Agrotechnická protierozní opatření*. 1. vydání, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha.

Chen Y., He B., Zhao X., Zhang L., 2010: Effect of Soil Erosion and Water Loss in Farmland on Water Eutrophication in Xiaojiang River Basin. *Journal of Soil and Water Conservation* 24(4): 31 – 34.

Imeson A. C., Lavee H., 1998: Soil erosion and climate change the transect approach and the influence of scale. *Geomorphology* 23(2-4): 219 – 227.

Iserloh T., Ries J. B., Arnáez J., Boix-Fayos C., Butzen V., Cerdà A., Echeverría M. T., Fernández-Gálvez J., Fister W., Geißler C., Gómez J. A., Gómez-Macpherson A., Kuhn N. J., Lázaro R., León F. J., Martínez-Mena M., Martínez-Murillo J. F., Marzen M., Mingorance M. D., Ortigosa L., Peters P., Regüés D., Ruiz-Sinoga J. D., Scholten T., Seeger M., Solé-Benet A., Wengel R., Wirtz S., 2013: European small portable rainfall simulators: A comparison of rainfall characteristics. *Catena* 110: 100 – 112.

Janeček M., Dostál T., Kozlovský-Dufková J., Dumbrovský M., Hůla J., Kadlec V., Kovář P., Krása T., Kubátová E., Kobzová D., Kudrnáčová M., Novotný I. Podhrázká J., Pražan J., Procházková E., Středová I., Toman F., Vopravil J., Vlasák J., 2012: *Ochrana zemědělské půdy před erozí: metodika*. 1. vyd., Powerprint, Praha.

Janeček M., 2008: *Základy erodologie*. Česká zemědělská univerzita, Praha.

Jankauskas B., Jankauskiene G., Fullen M. A., 2008: Soil erosion and changes in the physical properties of Lithuanian Eutric Albeluvisols under different land use systems. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B – Soil and Plant Science* 58(1): 66 – 76.

Javůrek M., Vach M., 2009: Vliv dlouhodobého uplatňování půdoochranné technologie na sekvestraci uhlíku a dusíku a související charakteristiky ve středně těžké půdě typu luvisol. *Úroda* 12: 361 – 365.

Jenny J. P., Wilhelm B., Arnaud F., Sabatier P., Giguët C., Melo A., Fanget B., Malet E., Ployon E., Perga M. E., 2014: A 4D sedimentological approach to reconstructing the flood frequency and intensity of the Rhone River (Lake <sup>^</sup> Bourget, NW European Alps). *Journal of Paleolimnol* 51: 469 – 483.

Jiménez M. N., Fernández-Ondoño E., Ripoll M. A., Castro-Rodríguez J., Huntsinger L., Navarro F. B., 2016: Stones and organic mulches improve the *Quercus ilex* L. afforestation success under Mediterranean climatic conditions. *Land Degradation and Development* 27(2): 357 – 365.

Johnson C. W., Gordon N. D., 1988: Runoff and erosion from rainfall simulator plots on sagebrush rangeland. *Transactions of the ASAE* 31(2): 421 – 427.

Johnson D. L., Ambrose S. H., Bassett T. J., Bowen M. L., Crummey D. E., Isaacson J. S., Johnson D. N., Lamb P., Saul M., Winter-Nelson A. E., 1997: Meaning of environmental terms. *Journal Environmental Quality* 26: 581 – 9.

Jomaa S., Barry D. A., Brovelli A., Heng B. C. P., Sander G. C., Parlange J. Y., Rose C. W., 2012: Rain splash soil erosion estimation in the presence of rock fragments. *Catena* 92: 38 – 48.

Jordán A., Zavala L. M., Muñoz-Rojas M., 2011: Mulching, effects on soil physical properties. In: Gliński J., Horabik J., Lipiec J. [ed.]: *Encyclopedia of Agrophysics*. Springer, Dordrecht.

Jordán A., Zavala L. M., Gil J., 2010: Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. *Catena* 81: 77 – 85.

Kagabo D. M., Stroosnijder L., Visser S. M., Moore D., 2013: Soil erosion, soil fertility and crop yield on slow-forming terraces in the highlands of buberuka. Rwanda. *Soil Tillage Research* 128: 23 – 29.

Kaplan J. O., Krumhardt K. M., Zimmermann N., 2009: The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews* 28(27-28): 3016 – 3034.

Karami A., Homae M., Afzalnia S., Ruhipour H., Basirat S., 2012: Organic resource management: impacts on soil aggregate stability and other soil physico-chemical properties. *Agriculture Ecosystem Environment* 148: 22 – 28.

Kassam A., Friedrich T., Derpsch R., Kienzle J., 2015: Overview of the worldwide spread of conservation agriculture. *Field Actions Science Reports. The Journal of Field Actions* 8: 1 – 8.

Keesstra S., Pereira P., Novara A., Brevik E. C., Azorin-Molina C., Parras-Alcántara L., Jordán A., Cerdà A., 2016: Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards. *Science Total Environment* 551-552: 357 – 366.

Keizer J. J., Martins M. A. S., Prats S. A., Santos L. F., Vieira D. C. S., Nogueira R., Bilro L., 2015, Assessing the performance of a plastic optical fibre turbidity sensor for measuring post-fire erosion from plot to catchment scale. *Soil* 1: 641 – 650.

Kelly L. C., 1985: Anthropology in the soil conservation service. *Agricultural history* 59(2): 136 – 147.

Kibblewhite M. G., Ritz K., Swift M. J., 2008: Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363.1492: 685 – 701.

Kim S. C., David J. G., Truman C. C., Ascough J. C., Carlson K., 2010: Simulated rainfall study for transport of veterinary antibiotics - mass balance analysis. *Journal of Hazardous Materials* 175(1-3): 836 – 843.

Kincaid D. C., Solomon K. H., Oliphant J. C., 1996: Drop size distributions for irrigation sprinklers. *Transactions of the ASAE*, 39: 839 – 845.

Kinnell P. I. A., 2009: Impact of slope length on the discharge of sediment by rain impact induced saltation and suspension. *Earth Surface Processes Landforms* 34: 1393 – 1407.

Kinnell P. I. A., 2006: Simulations demonstrating interaction between coarse and fine sediment loads in rainimpacted flow. *Earth Surface Processes and Landforms* 31: 355 – 367.

Kinnell P. I. A., 2005: Raindrop-impact-induced erosion processes and prediction: a review. *Hydrological Processes* 19: 2815 – 2844.

Kirkbride M. P., Reeves A. D., 1993: Soil erosion caused by low-intensity rainfall in Angus, Scotland. *Applied Geography* 13(4): 299 – 311.

- Kirkby M. J., Morgan R. P. C., 1980: Soil erosion. John Wiley, Chichester.
- Koulouri M., Giourga CH., 2007: Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. *Catena* 69(3): 274 – 281.
- Kovaříček P., Abrham Z., Hůla J., Plíva P., Vlášková M., Renčiuková V., Stehlík M., 2016: Technologie a ekonomika pěstování plodin v podmínkách s různým stupněm ohrožení vodní erozí – certifikovaná metodika. Výzkumný ústav zemědělské techniky, v. v. i., Praha.
- Kráska J., 2004: Hodnocení erozních procesů ve velkých povodích za podpory GIS. ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Praha.
- Kutílek M., 2012: Půda planety Země. Dokořán, Praha.
- Lal R., 2009: Soil degradation as a reason for inadequate human nutrition. *Food Security* 1: 45 – 57.
- Lal R., 2007: Soils and sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 28: 57 – 64.
- Lal R., 2001: Soil degradation by erosion. *Land Degradation and Development* 12: 519 – 539.
- Lal R., Ahmadi M., Bajracharya R. M., 2000: Erosional impacts on soil properties and corn yield on alfisols in central Ohio. *Land Degradation & Development* 11(6): 575 – 585.
- Lal R., 1998: Drop size distribution and energy load of rain storms at Ibadan, western Nigeria. *Soil and Tillage Research* 48(1-2): 103 – 114.
- Lal R., 1994: Soil erosion research methods. CRC Press, Delray Beach.
- Lal R., Steward B. A., 1990: Soil degradation. Springer-Verlag, New York.
- Langdale G. W., Barnett A. P., Leonard R. A., Fleming W. G., 1979: Reduction of soil erosion by the no-till system in the Southern Piedmont. *Transactions of the ASAE* 22(1): 82 – 86.
- Larson W. E., Pierce F. J., 1991: Conservation and enhancement of soil quality. Evaluation for sustainable land management in the developing world. In: International Board for Research and Management [ed.]: Technical papers Bangkok, Thailand.

- Lasso T., Seeger M., Peters P., Keesstra S. D., 2015: The Wageningen rainfall simulator: Set-up and calibration of an indoor nozzle-type rainfall simulator for soil erosion studies. *Land degradation & development* 26(6): 604 – 612.
- Litaor M. I., 1992: Aluminum mobility along a geochemical catena in an alpine watershed, Front Range, Colorado. *Catena* 19(1): 1 – 16.
- Lowery B., Swan J., Schumacher T., Jones A., 1995: Physical properties of selected soils by erosion class. *Journal of soil and water conservation* 50(3): 306 – 311.
- Lynch B., Lommatsch G., 2011: Modeling the velocity of a raindrop. Rainfall, online: [http://home2.fvcc.edu/~dhicketh/DiffEqns/Spring11projects/Ben\\_Lynch\\_Gavin\\_Lommatsch/DiffEqProject/DiffEqProjectGavinBen.pdf](http://home2.fvcc.edu/~dhicketh/DiffEqns/Spring11projects/Ben_Lynch_Gavin_Lommatsch/DiffEqProject/DiffEqProjectGavinBen.pdf), cit. 28. 2. 2020
- Mabuhay J. A., Nakagoshi N., Isagi Y., 2006: Microbial responses to organic and inorganic amendments in eroded soil. *Land Degradation & Development* 17(3): 321 – 332.
- Macklin M. G., Jones A. F., Lewin J., 2010: River response to rapid Holocene environmental change: evidence and explanation in British catchments. *Quaternary Science Reviews* 29(13-14): 1555 – 1576.
- Maeda E. E., Pellikka P. K. E., Siljander M., Clark B. J. F., 2010: Potential impacts of agricultural expansion and climate change on soil erosion in the Eastern Arc Mountains of Kenya. *Geomorphology* 123(3-4): 279 – 289.
- Maes J., Liqueste C., Teller A., Erhard M., Paracchini M. L., Barredo J. I., Grizzetti B., Cardoso A., Somma F., Peterson J. E., Meiner A., Gelabert E. R., Zal N., Kristenson P., Bastrup-Birk A., Biala K., Piroddi Ch., Egoh B., Degeorges P., Fiorina Ch., Santos-Martín F., Naruševičius V., Verboven J., Pereira H. M., Bengtsson J., Gocheva K., Marta-Pedroso Ch., Snäll T., Estreguil Ch., San-Miguel-Ayán J., Pérez-Soba M., Grêt-Regamey A., Lillebø A., Malak D. A., Condé S., Moen J., Czúcz B., Drakou E. G., Zulian G., Lavalley C., 2016: An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem services* 17: 14 – 23.
- Maetens W., Poesen J., Vanmaercke M., 2012: How effective are soil conservation techniques in reducing plot runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean? *Earth-Science Reviews* 115: 21 – 36.

Malíšek A., 1992: Optimálna dĺžka svahu v závislosti na vodnej erózii. Vedecké práce VÚPÚ 17, Bratislava.

Marques M. J., Bienes R., Cuadrado J., Ruiz-Colmenero M., Barbero-Sierra C., Velasco A., 2015: Analysing perceptions attitudes and responses of winegrowers about sustainable land management in Central Spain. *Land Degradation Development* 26: 458 – 467.

Marques M. J., García-Muñoz S., Muñoz-Organero G., Bienes R., 2010: Soil conservation beneath grass cover in hillside vineyards under Mediterranean climatic conditions (Madrid, Spain). *Land Degradation & Development* 21(2): 122 – 131.

Martínez-Casasnovas J. A., Ramos M. C., Benites G., 2016: Soil and Water Assessment Tool Soil Loss Simulation at the Sub-Basin Scale in the Alt Penedès–Anoia Vineyard Region (Ne Spain) in the 2000s. *Land degradation & development* 27(2): 160 – 170.

McBratney A. B., Field D. J., Koch A., 2014: The dimensions of soil security. *Geoderma* 213: 203 – 213.

McCool D. K., Williams D., 2008: Soil erosion by water. *Encyclopedia of Ecology* 4: 3284 – 3290.

McCool D. K., 1982: Effects of slope length and steepness on soil erosion from rangelands. In: *Proceedings of the Workshop on Estimating Erosion and Sediment Yield on Rangelands*.

McGregor K. C., Mutechler C. K., 1992: Soil loss from conservation tillage for sorghum. *Transactions of ASAE* 35(6): 1841 – 1845.

Mekonnen M., Keesstra S. D., Stroosnijder L., Baartman J. E. M., Maroulis J., 2015: Soil conservation through sediment trapping: a review. *Land Degradation and Development* 26(6): 544 – 556.

Menšík L., Kincl D., Nerušil P., Srbek J., Kabelka D., Herout M., Jurka M., Šedek A., Horký T., Vach M., 2018: Pěstování kukuřice seté půdoochrannými technologiemi: příkladová studie Boskovická brázda a Středočeská pahorkatina. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i., a Výzkumný ústav meliorací a ochtany půdy, v. v. i., Praha.

- Meyer L. D., Dabney S. M., Murphree C. E., Harmon W. C., Grissinger E. H., 1999: Crop production systems to control erosion and reduce runoff from upland silty soils. *Transactions of the ASAE* 42(6): 1645 – 1652.
- Meyer L. D., Harmon W. C., 1979: Multiple-intensity rainfall simulator for erosion research on row sideslopes. *Transactions of the ASAE* 22(1): 100 – 103.
- Meyer L. D., 1968: Simulation of rainfall for soil erosion research. *Transactions of the ASAE* 8(1): 63 – 65.
- Meyer L. D., McCune D., 1958: Rainfall simulator for runoff plots. *Agricultural Engineering* 39: 644 – 648.
- Mohamadi M. A., Kaviani A., 2015: Effects of rainfall patterns on runoff and soil erosion in field plots. *International Soil and Water Conservation Research* 3(4): 273 – 281.
- Mondal A., Khare D., Kundu S., Meena P. K., Mishra P. K., Shukla R., 2015: Impact of Climate Change on Future Soil Erosion in Different Slope, Land Use, and Soil-Type Conditions in a Part of the Narmada River Basin, India. *Journal of Hydrologic Engineering* 20(6): 1 – 12.
- Montgomery D. R., 2007: Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(33): 13268 – 13272.
- Moore I., Hirschi M., Barfield B., 1983: Kentucky rainfall simulator. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 26(4): 1085 – 1089.
- Moreno-de las Heras M., 2009: Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma* 149(3-4): 249 – 256.
- Morgan R. C. P., 2009: *Soil erosion and conservation*. John Wiley & Sons, Carlton.
- Morgan R. C. P., 2005: *Soil Erosion and Conservation*. Blackwell Publishing, Carlton.
- Moussa-Machraoui S. B., Errouissi F., Ben-Hammouda M., Noura S., 2010: Comparative effects of conventional and no-tillage management on some soil properties under Mediterranean semi-arid conditions in northwestern Tunisia. *Soil and Tillage Research* 106(2): 247 – 253.

- Mrabet R., 2002: Stratification of soil aggregation and organic matter under conservation tillage systems in Africa. *Soil and Tillage Research*, 66(2): 119 – 128.
- Mullan D., 2013: Managing soil erosion in Northern Ireland: a review of past and present approaches. *Agriculture* 3(4): 684 – 699.
- Mulumba L. N., Lal R., 2008: Mulching effects on selected soil physical properties. *Soil Tillage Research* 98: 106 – 111.
- Musgrave G. W., 1947: The quantitative evaluation of factors in water erosion: a first approximation. *Journal of soil and water conservation* 2: 133 – 138.
- Mutchler C. K., Hermsmeier L. F. A., 1965: A review of rainfall simulators. *Transactions of the ASAE* 8(1): 67 – 68.
- Mutchler C. K., 1963: Runoff plot design and installation for soil erosion studies. Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture, Minnesota.
- Mutema M., Mafongoya P. L., Nyagumbo I., Chikukura L., 2013: Effects of crop residues and reduced tillage on macrofauna abundance. *Journal of Organic Systems* 8(1): 5 – 16.
- MZe, 2020: Novinky v DZES 5 od roku 2019. Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha, online: <http://eagri.cz/public/web/mze/puda/novinky-v-dzes-5-od-roku-2019.html>, cit. 28. 2. 2020.
- MZe, 2018: Situační a výhledová zpráva – Půda. Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha.
- Nachtergaele F., Petri M., Biancalani R., 2011: Land degradation. SOLAW background thematic report.
- Nail E. L., Young D. L., Schillinger W. F., 2007: Diesel and glyphosate price changes benefit the economics of conservation tillage versus traditional tillage. *Soil Tillage Research* 94: 321 – 327.
- Nathanail C. P., Bardos R., 2005: Reclamation of contaminated land. John Wiley & Sons, Chichester.
- Nearing M. A., Pruski F. F., O'Neal M. R., 2004: Expected climate change impacts on soil erosion rates: a review. *Journal of soil and water conservation* 59(1): 43 – 50.



Nearing M. A., Govers G., Norton L. D., 1999: Variability in soil erosion data from replicated plots. *Soil Science Society of America Journal* 63: 1829 – 1835.

Nearing M. A., Foster G. R., Lane L. J., Finkner S. C., 1989: A process-based soil erosion model for USDA-Water Erosion Prediction Project technology. *Transactions of the ASAE* 32(5): 1587 – 1593.

Nkonya E., Mirzabaev A., von Braun J., 2016: Economics of land degradation and improvement – A global assessment for sustainable development. Springer, Cham.

Nortcliff S., 2002: Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 88(2): 161 – 168.

Novara A., Armstrong A., Gristina L., Semple K. T., Quinton J. N., 2012: Effects of soil compaction, rain exposure and their interaction on soil carbon dioxide emission. *Earth Surface Processes and Landforms* 37(9): 994 – 999.

Novara A., Gristina L., Saladino S. S., Santoro A., Cerdà A., 2011: Soil erosion assessment on tillage and alternative soil managements in a Sicilian vineyard. *Soil and Tillage Research* 117: 140 – 147.

Novotný I., Papaj V., Podhrázská J., Kapička J., Vopravil J., Kristenová H., Mistr M., Žížala D., Kincl D., Srbek J., Pochop M., Dostál T., Krása J., Kadlec V., 2017: Příručka ochrany proti erozi zemědělské půdy. Ministerstvo zemědělství České republiky a Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha.

Nunes M. R., van Es H. M., Schindelbeck R., Ristow A. J., Ryan M., 2018: No-till and cropping system diversification improve soil health and crop yield. *Geoderma* 328: 30 – 43.

Nyssen J., Clymans W., Descheemaeker K., Poesen J., Vandecasteele I., Vanmaercke M., Zenebe A., Van Camp M., Haile M., Haregeweyn N., Moeyersons J., Martens K., Gebreyohannes T., Deckers J., Walraevens K., 2010: Impact of soil and water conservation measures on catchment hydrological response - a case in north Ethiopia. *Hydrological processes* 24(13): 1880 – 1895.

Oldeman L. R., 1988: Guidelines for general assessment of the status of human-induced soil degradation. International Soil Reference and Information Centre: Wageningen.

Oliver M. A., 1997: Soil and human health: a review. *European Journal of Soil Science* 48: 573 – 592.

Packer I. J., Hamilton G. J., Koen T. B., 1992: Runoff, soil loss and soil physical property changes of light textured surface soils from long term tillage treatments. *Soil Research* 30(5): 789 – 806.

Papiernik S. K., Schumacher T. E., Lobb D. A., Lidstrom M. J., Lieser M. L., Eynard A., Schumacher J. A., 2009: Soil properties and productivity as affected by topsoil movement within an eroded landform. *Soil and tillage research* 102(1): 67 – 77.

Paroissien J. B., Darboux F., Couturier A., Devillers B., Mouillot F., Raclot D., Le Bissonnais Y., 2015: A method for modeling the effects of climate and land use changes on erosion and sustainability of soil in a Mediterranean watershed (Languedoc, France). *Journal of Environmental Management* 150: 57 – 68.

Pasák V., Janeček M., Šabata M., Dýrová E., Hejl R., Švehla F., Tintěra J., Asingr J., Šrot R., 1984: *Ochrana půdy před erozí*. SZN, Praha.

Peng S. H., Han K. T., 2018: Assessment of aesthetic quality on soil and water conservation engineering using the scenic beauty estimation method. *Water* 10(4): 407 – 422.

Pérez E., García P., 2017: Monitoring soil erosion by raster images: From aerial photographs to drone taken pictures. *European Journal Geography* 8: 116 – 128.

Piccarreta M., Capolongo D., Miccoli M. N., Bentivenga M., 2012: Global change and long-term gully sediment production dynamics in Basilicata, southern Italy. *Environmental Earth Sciences*, 67(6): 1619 – 1630.

Pimentel D., Harvey C., Resosudarmo P., Sinclair K., Kurz D., McNair M., Crist S., Shpritz L., Fitton L., Saffouri R., Blair R., 1995: Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267(5201): 1117 – 1123.

Podrázský V., Fulín M., Prknová H., Beran F., Třeštík M., 2016: Changes of agricultural land characteristics as a result of afforestation using introduced tree species. *Journal of Forest Science*: 62: 72 – 79.

Poesen J., Nachtergaele J., Verstraeten G., Valentin C., 2003: Gully erosion and environmental change: importance and research needs. *Catena* 50(2): 91 – 133.

- Poesen J. W. A., Lavee H., 1991: Effects of size and incorporation of synthetic mulch on runoff and sediment yield from interrills in a laboratory study with simulated rainfall. *Soil Tillage Research* 21: 209 – 222.
- Prasuhn V., 2012: On-farm effects of tillage and crops on soil erosion measured over 10 years in Switzerland. *Soil and Tillage Research* 120: 137 – 146.
- Prats S. A., dos Santos Martins M. A., Malvar M. C., Ben-Hur M., Keizer J. J., 2014: Polyacrylamide application versus forest residue mulching for reducing post-fire runoff and soil erosion. *Science of the total environment* 468: 464 – 474.
- Prosdocimi M., Jordán A., Tarolli P., Keesstra S., Novara A., Cerdà A., 2016: The immediate effectiveness of barley straw mulch in reducing soil erodibility and surface runoff generation in Mediterranean vineyards. *Science Total Environment* 547: 323 – 330.
- Qin J., Hu F., Zhang B., Wei Z., Li H., 2006: Role of straw mulching in non-continuously flooded rice cultivation. *Agricultural Water Management* 83: 252 – 260.
- Quevauviller P., Olazabal C., 2003: Links between the water framework directive, the thematic strategy on soil protection and research trends with focus on pollution issues. *Journal of Soils and Sediments* 3(4): 243 – 244.
- Quinton J. N., Catt J. A., 2007: Enrichment of heavy metals in sediment resulting from soil erosion on agricultural fields. *Environmental science & technology* 41(10): 3495 – 3500.
- Randolph J., 2004: *Environmental land use planning and management*. Island Press, Washington D. C.
- Ranger G. E., Frank F. F., 1978: 3-F erosion bridge--a new tool for measuring soil erosion. *Range improvement studies*: 1 – 7.
- Reicosky D. C., 2008: Carbon sequestration and environmental benefits from no-till systems. *No-till farming systems* 3: 43 – 58.
- Rejšek K., Vácha R., 2018: *Nauka o půdě*. Agriprint, Olomouc.

- Renard K. G., Foster G. R., Weesies G. A., McCool D. K., Yoder D. C., 1997: Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). US Department of Agriculture, Agriculture Handbook, Tucson.
- Riddle W. C., Gillespie T. J., Swanton C. J., 1996: Ryemulch characterization for the purpose of microclimatic modelling. *Agricultural and Forest Meteorology* 78: 67 – 81.
- Robinson D. A., Hockley N., Cooper D. M., Emmett B. A., Keith A. M., Lebron I., Reynolds B., Tipping E., Tye A. M., Watts C. W., Whalley W. R., Black H. I. J., Warren G. P., Robinson J. S., 2013: Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. *Soil Biology and Biochemistry* 57: 1023 – 1033.
- Ruiz-colmenero M., Bienes R., Marques M. J., 2011: Soil and water conservation dilemmas associated with the use of green cover in steep vineyards. *Soil and Tillage Research* 117: 211 – 223.
- Ryken N., Nest T. V., Al-Barri B., Blake W., Taylor A., Bodé S., Ruyschaert G., Boeckx P., Verdoodt A., 2018: Soil erosion rates under different tillage practices in central Belgium: New perspectives from a combined approach of rainfall simulations and <sup>7</sup>Be measurements. *Soil and Tillage Research* 179: 29 – 37.
- Ryzak M., Bieganowski A., Polakowski C., 2015: Effect of soil moisture content on the splash phenomenon reproducibility. *PLOS One* 1: 1 – 15.
- Sadeghi S. H. R., Gholami L., Homae M., Khaledi Darvishan A., 2015: Reducing sediment concentration and soil loss using organic and inorganic amendments at plot scale. *Soil Earth* 6: 445 – 455.
- Sangüesa C., Arumí J., Pizarro R., Link O., 2010: A rainfall simulator for the in situ study of superficial runoff and soil erosion. *Chilean Journal of Agricultural Research* 70(1): 178 – 182.
- Scopel E., Triomphe B., Affholder F., Da Silva F. A. M., Corbeels M., Xavier J. H. V., Lahmar R., Recous S., Bernoux M., Blanchart E., Mendes I. C. De Tourdonnet S., 2013: Conservation agriculture cropping systems in temperate and tropical conditions, performances and impacts. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 33(1): 113 – 130.

Sempere-Torres D., Porrá J. M., Creutin J. D., 1994: A general formulation for raindrop size distribution. *Journal of Applied Meteorology* 33: 1494 – 1502.

Shainberg I., 2000: Interdisciplinary aspects of soil science. In: Sumner M. E. [ed.]: *Handbook of soil science*. CRC Press, Boca Raton.

Schauder H., Auerswald K., 1992: Long-term trapping efficiency of a vegetated filter strip under agricultural use. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 155(5): 489 – 492.

Schwilch G., Bestelmeyer B., Bunning S., Critchley W., Herrick J., Kellner K., Liniger H. P., Nachtergaele F., Ritsema C. J., Schuster B., Tabo R., van Lynden G., Winslow M., 2011: Experiences in monitoring and assessment of sustainable land management. *Land Degradation & Development* 22(2): 214 – 225.

Smutný V., Dryšlová T., Handlířová M., Houšť M., Lukas V., Matušinsky P., Neudert L., Procházková B., Stražil Z., Vach M., 2015: Význam technologií zpracování půdy a dalších agrotechnických opatření při pěstování obilnin – certifikovaná metodika. Mendelova univerzita v Brně.

Soane B. D., Ball B. C., Arvidsson J., Basch G., Moreno F., Roger-Estrade J., 2012: No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil and Tillage Research* 118: 66 – 87.

Spitz P., Dumbrovský M., Podhrázská J., 2000: Evaluation of retention capacity of the river basin during flood. *Research thesis VÚMOP Praha 11*: 137 – 147.

Srbek J., Kincl D., Procházková E., Vopravil J., 2015: Půdoochranné technologie u kukuřice. *Úroda* 63(1): 12 – 14.

Strauss P., Swoboda D., Blum W., 2003: How effective is mulching and minimum tillage to control runoff and soil loss? A literature review. In: Gabriels D., Cornelis W. M. [ed.]: *Proceedings of the International Symposium '25 Years of Assessment of Erosion'*, Gent.

Syvitski J. P. M., Kettner A., 2011: Sediment flux and the Anthropocene. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 369(1938): 957 – 975.

Syvitski J. P. M., 2005: Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science* 308: 376 – 380.

Šarapatka B., Čáp L., Bílá P., 2018: The varying effect of water erosion on chemical and biochemical soil properties in different parts of Chernozem slopes. *Geoderma* 314: 20 – 26.

Šarapatka B., Bednář M., 2015: Assessment of potential soil degradation on agricultural land in the Czech Republic. *Journal of environmental quality* 44(1): 154 – 161.

Šimek M., Borůvka L., Baldrian P., Bryndová M., Devetter M., Drábek O., Elhottová D., Háněl L., Houška J., Hynšt J., Chroňáková A., Jílková V., Konvalina P., Kopecký J., Kopecký M., Koubová A., Kováč E., Kyslková M., Lukošová A., Macková J., Malý S., Marečková M., Moudrý J., Pavlů L., Penízek V., Pižl V., Semančíková E., Schlaghamerský J., Starý J., Šimek P., Šustr V., Tajovský K., Tejnecký V., Tkadlec E., Tuf I. H., Tůma J., Uhlík O., Vosátka M., Zádorová T., 2019: Živá půda: biologie, ekologie, využívání a degradace půdy. Academia, Praha.

Štranc J., 1984: Technologie podzimního zpracování půdy ve chmelnicích. Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství, Praha.

Tang J. L., Cheng X. Q., Zhu B., Gao M. R., Wang T., Zhang X. F., Zhao P., You X., 2015: Rainfall and Tillage Impacts on Soil Erosion of Sloping Cropland with Subtropical Monsoon Climate - A Case Study in Hilly Purple Soil area, China. *Journal of Mountain Science* 12(1): 134 – 144.

Thierfelder C., Mwila M., Rusinamhodzi L., 2013: Conservation agriculture in eastern and southern provinces of Zambia: long-term effects on soil quality and maize productivity. *Soil Tillage Research* 126: 246 – 258.

Toy T., Foster G. R., Renard K. G., 2002: Soil erosion: processes, prediction, measurement, and control. John Wiley & Sons, New York.

Uri N. D., 2000: An evaluation of the economic benefits and costs of conservation tillage. *Environmental Geology* 39(3): 238 – 248.

Urusevskaya I. S., 2007: Types of the vertical soil zonality and the soil-geographic zoning of mountain systems in Russia. *Eurasian Soil Science* 40: 1145 – 1157.

- Vahabi J., Nikkami D., 2008: Assessing dominant factors affecting soil erosion using a portable rainfall simulator. *International Journal of Sediment Research* 23(4): 376 – 386.
- Valentin C., Poesen J., Li Y., 2005: Gully erosion: impacts, factors and control. *Catena* 63(2-3): 132 – 153.
- Vanelslande A., Lal R., Gabriels D., 1987: The erodibility of some Nigerian soils: A comparison of rainfall simulator results with estimates obtained from the Wischmeier nomogram. *Hydrological Processes* 1(3): 255 – 265.
- Vanlauwe B., Descheemaeker K., Giller K. E., Huising J., Merckx R., Nziguheba G. Wendt J., Zingore S., 2015: Integrated soil fertility management in sub-Saharan Africa: unravelling local adaptation. *Soil* 1: 491 – 508.
- Vanmaercke M., Poesen J., Van Mele B., Demuzere M., Bruynseels A., Golosov V., Bezerra J. F. R., Bolysov S., Dvinskih A., Frankl A., 2016: How fast do gully headcuts retreat? *Earth-Science Reviews* 154: 336 – 355.
- Vanmaercke M., Zenebe A., Poesen J., Nyssen J., Verstraeten G., Deckers J., 2010: Sediment dynamics and the role of flash floods in sediment export from medium-sized catchments: a case study from the semi-arid tropical highlands in northern Ethiopia. *Journal of Soils and Sediments* 10(4): 611 – 627.
- Vácha R., Čechmánková J., Duffková R., Horváthová V., Huislová P., Kabelka, D., Kapička J., Khel T., Kincl D., Kulhavý Z., Novák P., Novotný I., Papaj V., Pelíšek I., Podhrázská J., Pochop M., Skála J., Srbek J., Tlapáková L., Vopravil J., Zajíček A., Žížala D., 2019: *Půda naše bohatství*. Profi Press, Praha.
- Várallya G., 1989: Soil degradation processes and their control in Hungary. *Land Degradation and Development* 1: 171 – 188.
- Verstraeten G., Poesen J., 1999: The nature of small-scale flooding, muddy floods and retention pond sedimentation in central Belgium. *Geomorphology* 29(3-4): 275 – 292.
- Vopravil J., Khel T., Vrabcová T., Novák P., Novotný I., Hladík J., Vašků Z., Jacko K., Rožnovský J., Janeček M., Vácha R., Pivcová J., Kvítek T., Novák P., Fučík P., Čermák P., Janků J., Pírková I., Papaj V., Banýřová J., 2010: *Půda a její hodnocení v ČR. 2. vydání, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha.*

- Wang J., Huang J., Zhao X., Wu P., Horwath W. R., Li H., Jing Z., Chen X., 2016: Simulated study on effects of ground managements on soil water and available nutrients in jujube orchards. *Land Degradation and Development* 27: 35–42.
- West L. T., Miller W. P., Langdale G. W., Bruce R. R., Laflen J. M., Thomas A. W., 1991: Cropping system effects on interrill soil loss in the Georgia Piedmont. *Soil Science Society of America Journal* 55(2): 460 – 466.
- Wildhaber Y. S., Bänninger D., Burri K., Alewell C., 2012: Evaluation and application of a portable rainfall simulator on subalpine grassland. *Catena* 91: 56 – 62.
- Wischmeier W. H., Smith D. D., 1978: Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Department of Agriculture, Science and Education Administration, Washington D. C.
- Wischmeier W. H., Mannering J. V., 1969: Relation of soil properties to its erodibility. *Soil Science Society of America Journal* 33(1): 131 – 137.
- Wischmeier W. H., Smith D. D., 1958: Rainfall energy and its relationship to soil loss. *Eos, Transactions American Geophysical Union* 39(2): 285 – 291.
- Yakubu M. L., Yusop Z., 2017: Adaptability of rainfall simulators as a research tool on urban sealed surfaces – a review. *Hydrological Sciences Journal* 62(6): 996 – 1012.
- Zachar D., 2011: Soil erosion. Elsevier, Amsterdam.
- Zachar D., 1982: Soil erosion. Elsevier, Amsterdam.
- Zachar D., 1970: Erózia pôdy. Vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied. Bratislava.
- Zhang X. C., 2012: Cropping and Tillage Systems Effects on Soil Erosion under Climate Change in Oklahoma. *Soil Science Society of America Journal* 76(5): 1789 – 1797.
- Žížala D., Krása J., Báčová M., Zelenková K., Laburda T., Novotný I., 2016: Monitoring erozního poškození půd v ČR nástroji dálkového průzkumu Země - certifikovaná metodika. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha.



## Přílohy

Příloha 1: Studie I – *Reduction in soil organic matter loss caused by water erosion in inter-rows of hop gardens.*

Příloha 2: Studie II – *The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion.*

Příloha 3: Studie III – *Influence of No-Till Technology on Reducing Soil Degradation During Sorghum Cultivation.*

Příloha 4: Publikační přehled.

Příloha 5: Odborný životopis.

Příloha 6: Fotodokumentace pořízená během výzkumu.

# Reduction in soil organic matter loss caused by water erosion in inter-rows of hop gardens

DAVID KABELKA<sup>1,2\*</sup>, DAVID KINCL<sup>1,2</sup>, MILOSLAV JANEČEK<sup>2</sup>,  
JAN VOPRAVIL<sup>1,2</sup>, PETR VRÁBLÍK<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Research Institute for Soil and Water Conservation, Prague, Czech Republic

<sup>2</sup>Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic

<sup>3</sup>Faculty of Environment, J. E. Purkyně University in Ústí nad Labem, Ústí nad Labem, Czech Republic

\*Corresponding author: [kabelka.david@vumop.cz](mailto:kabelka.david@vumop.cz)

**Citation:** Kabelka D., Kincl D., Janeček M., Vopravil J., Vráblík P. (2019): Reduction in soil organic matter loss caused by water erosion in inter-rows of hop gardens. *Soil & Water Res.*, 14: 172–182.

**Abstract:** Currently, when cultivating *Humulus lupulus*, there is no systematic farming reducing soil erosion in the Czech Republic. As a result, annual irreversible soil and organic matter losses due to intensive rains occur on soils of hop gardens threatened by erosion. One of the possibilities how to reduce water erosion in hop gardens and thereby to decrease the amount of washed away organic matter is using the conservation effect of suitably selected catch crops in inter-rows. Two catch crops were selected to test: *Phacelia tanacetifolia* and a grass-legume mixture. Organic matter in soil is a key factor to maintain the stable soil environment and our results show that the amount of washed away organic matter was reduced by more than half compared to conventional farming (60% – naturally moist soil, 54.5% – soil already saturated). The research was conducted between the years 2016 and 2017 close to the village of Solopysky. Soil loss was investigated using a rainfall simulator from which the organic matter washing away was consequently determined. The rainfall simulator is a device enabling to measure not only the soil loss due to water erosion but also the volume of surface runoff, infiltration etc. From the outcomes of measurements carried out with rainfall simulator it is apparent that these technologies have a significant soil conservation potential in hop gardens.

**Keywords:** catch crops; permanent crops; soil conservation technologies; soil degradation

Soil water erosion is the process by which soil material (either organic or inorganic) is removed from its initial place by a combined action of raindrop energy and runoff (GOEBEL *et al.* 2005). It is one of the principal mechanisms of land degradation (LAL 2003; BATIONO *et al.* 2007) and very serious worldwide issues. In the Czech Republic more than 51% of agricultural land is threatened by soil degradation (ŠARAPATKA & BEDNÁŘ 2015). It is vital

to realize that one centimetre of soil takes decades up to hundred years to form and the consequent renewal of degraded soil is a very lengthy and expensive process and in many cases the remedy-renewal process is not even possible (RANDOLPH 2004). If the soil is to fulfil all its functions, its fundamental properties cannot be principally affected. For more than a century, soil organic matter has been recognized as a key determinant of soil fertility and

---

Supported by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Project No. QJ1610418 and No. QJ1510179.

<https://doi.org/10.17221/135/2018-SWR>

agricultural production (HILGARD 1906; TIESSEN *et al.* 1994; BORDONAL *et al.* 2017). Due to an optimum amount of good-quality organic matter in soils, the soil is able to fulfil a range of irreplaceable processes which have a significant influence on physical and chemical soil properties (REICOSKY 2003) and play a critical role in sustaining soil quality and sustainable agricultural productivity (AMUNDSON *et al.* 2015). Organic matter undergoes transformations in soil, such as mineralization, humification, assimilation or stabilisation (GUGGENBERGER 2005). Humification has the most significant effect on soil fertility (PETTIT 2004). Humus also contains substances which can affect plants as hormonal stimulators. Even a small amount of humus can significantly improve the soil ability instrumental in plant growth (BRADY & WEIL 2002).

Organic matter loss in soils is generally regarded as the most significant factor of soil degradation process. Numerous studies have demonstrated that soil erosion has significant negative impacts on the organic matter and nutrients in soils and sediments (GREGORICH *et al.* 1998; FU *et al.* 2009; KIRKELS *et al.* 2014). The loss is caused predominantly by wind and water erosion and by insufficient supply of organic fertilisers into soils (RITTER & ENG 2012). Soil particles are taken by erosion along with the fine humified part of soils, which is the most precious part of soil profile and its lack significantly influences the scope and speed of degradation processes. These processes have strong impacts on soil organic carbon dynamics in soil (LAL 2005; XIAO *et al.* 2017)

Water erosion is particularly manifested on sloping plots of land in crops insufficiently covering the soil surface. One of the crops which significantly contribute to water erosion and consequently to organic matter loss is hop. The hop is a permanent crop remaining on one plot for 20 to 25 years, sometimes even longer (ŠTRANC *et al.* 2012). All over the world the hop is cultivated in row spacing from 2.7 to 4.2 m and if the hop garden is located on a hillslope and the soil conservation in inter-rows is not sufficient, it is easily prone to water erosion. These hop gardens lose their most fertile part when torrential rains occur.

One solution could be using catch crops intended for green manure (DURAN-ZUAZO & RODRIGUEZ-PLEQUEZUELO 2008; MARQUES *et al.* 2016). Catch crops are thought to be suitable underplanted crops cultivated in inter-rows of hop gardens (KROFTA *et al.* 2012). Catch crops have long been valued for their

soil conservation benefits (KASPAR & SINGER 2011; CHATTERJEE 2013) including reduction in runoff and soil erosion (GÓMEZ *et al.* 2009; JAHANZAD *et al.* 2017; ETEMADI *et al.* 2018), improvement of soil structure (PALESE *et al.* 2014) and increase in infiltration and soil organic carbon content (VANDERLINDEN *et al.* 1998; MARQUEZ-GARCIA *et al.* 2013). Catch crops can also be a promising option to accelerate carbon sequestration (PAUSTIAN *et al.* 2016; PARDO *et al.* 2017). A suitable combination of catch crops has a positive effect on soil structures also due to underground biomass. Underground biomass is understood as the root system of crops. Roots are one of the main sources of carbon and nitrogen in soils (ZDRULI *et al.* 2004; RASSE *et al.* 2005); their labile carbon compounds and root exudates contribute to the stabilization of soil in the upper 5-cm layer (JACKSON *et al.* 2017).

## MATERIAL AND METHODS

The research was conducted near the village of Solopysky, which is located 12 km south-west of the town of Louny. Typical climate is slightly warm and dry. Mean annual rainfall is 450–550 mm and temperature 7–8.5°C. The terrain of wider surroundings is significantly rugged. Soils are luvisols due to texture differentiation. In irregular locations there are fluvisols (IUSS Working Group 2015). The main soil-forming process is weathering permafrost with neutral or weak alkaline reaction. The basic soil properties: 1.53% total oxidizable carbon (Cox); humus 2.64%; total nitrogen (N<sub>tot</sub>) 0.184; C/N ratio 8.3. The topsoil layer up to 50 cm (the soil texture: < 0.002 mm – 23.8%; < 0.01 mm 36.5%; < 0.05 mm – 66.7%; < 0.1 mm – 84.4%). There are mentions of soil compaction in wheel tracks. These tracks are unfortunately an inseparable part of hop gardens due to the frequent traffic of agricultural machinery.

Plots for tested technologies were selected particularly for their height and uniform slope, which exceeded 17% in some parts. Soil conservation effectiveness of tested technologies was better manifested due to the great slope of parcels. Experimental plots had a length of 16 metres.

In total 4 technologies were selected to test and check the amount of organic matter washing away. Two technologies were selected as the control ones (WISCHMEIER & SMITH 1978) and the two remaining technologies were soil conservation technologies

with catch crops. In 2016 the experimental plots with catch crops were established always twice. For this reason, it was possible to carry out two rain simulations for each type of catch crop during one term. A more detailed description of tested technologies can be found in the following text:

- (a) bare soil (control plot) – experimental plot is completely without plant cover,
- (b) conventional farming (control plot) – the classical way of hop farming,
- (c) conventional farming with sowing of *Phacelia tanacetifolia* – no-tillage sowing of *Phacelia tanacetifolia* in the amount of 10 kg/ha was carried out,
- (d) chisel ploughing with the sowing of grass-legume mixture – no-tillage sowing of grass-legume mixture was carried out (*Pisum sativum* 20%, *Vicia sativa* 20%, *Avena sativa* 30%, *Triticum aestivum* 30%) in the amount of 120 kg/ha.

Rainfall simulator was used to measure soil erosion and consequent organic matter loss. It is a device which is used to a larger extent to study soil erosion processes, and the use of rainfall simulators is widely accepted (CHMELOVÁ & ŠARAPATKA 2002; ISELOH *et al.* 2013; MARTÍNEZ-MURILLO *et al.* 2013; LASSU *et al.* 2015). The principle of measuring with rainfall simulator is based on rainfall simulation on a clearly defined and designated area. The size of the rainfall simulation area is 21 m<sup>2</sup>, from which subsequently surface water along with eroded soil particles runs off. The rainfall simulator allows for monitoring not only the erosion effect, but also the rainfall and infiltration capacity of soil or the beginning and the end of surface runoff. Therefore, results and outcomes from a rainfall simulator offer a comprehensive set of information about selected technologies and their soil conservation effectiveness in the course of torrential rainfalls. When testing, it is necessary to ensure that soil and slope conditions of individual options are as similar as possible. For this reason the technologies were established and tested on the same plot.

Rainfall simulation on the designated area was done twice consecutively. The duration of the first rainfall simulation was 30 min, after which a technological 15-min break followed. After the allocated time elapsed, the second (repeated) rainfall simulation with duration of 15 min was performed. Two rounds of rainfall simulation were selected in order to simulate rainfalls on the soil with natural moisture and subsequently on the already saturated soil. Tests and checks of selected technologies were done in

three developmental stages of the catch crop cover on growing dates defined in the guidelines Erosion Control in the Czech Republic – Handbook (JANEČEK *et al.* 2012). The description of individual growth dates is below:

- (I) – date of measurement (second growth period) – period from plot preparation to sowing up to one month after sowing or planting
- (II) – date of measurement (third growth period) – period to the end of second month from spring or summer sowing
- (III) – date of measurement (fourth growth period) – from the end of the third period up to harvest

As for the rainfall simulator, the rainfall intensity is set to be 60 mm/h. Conditions described by JANEČEK *et al.* (2012) were taken into account when constructing the rainfall simulation regime. This intensity was chosen based on the recommendation of the Czech Hydrometeorological Institute and it reflects the average intensity of torrential rainfalls in the Czech Republic.

In order to determine the amount of organic matter washed away, it is necessary to know the total soil loss during simulation and the amount of organic matter in the eroded material. Firstly, the final soil loss for individually tested technologies has to be determined. Samples of surface runoff were always taken from the water-collecting flume at the place of outflow during the measurement using a rainfall simulator. Samples were taken every three minutes with the aim to find out the total amount of eroded undissolved particles. A calibrated container of 319 ml in volume was used with the sample taken to ensure the same volume of the taken sample every time. When the simulation finished, each sample was dried in a Memmert UFB 400 oven (Memmert, Germany) for 12 h at a temperature of 105°C in laboratory conditions. After drying, the weight of undissolved particles (mg) in each sample with the volume of 319 ml was determined. The number of samples varied in individual technologies depending on the beginning of surface runoff. The average amount of washed undissolved particles for the particular technology was determined from the samples treated in this way.

Due to the fact that the rainfall simulator detects the course and volume of surface runoff, it is possible to determine how much water ran off from the rainfall simulation area during the particular time. Total amount of eroded sediment from the checked area can be calculated by multiplying the average

<https://doi.org/10.17221/135/2018-SWR>

amount of undissolved particles in one sample by the volume of surface runoff.

Consequently, dried sediment from all samples for the particular technology was put together and the percentage amount of organic matter in the taken sediment was determined using the right method. In the laboratories of Research Institute of Soil and Water Conservation, the method ISO 14235 (1998), ÖNORM L 1081, was selected as the method determining the total amount of organic matter. If the percentage of organic carbon in the total amount of eroded undissolved particles is known, then the amount of washed organic matter during simulation can be determined as well.

## RESULTS

The amount of washed away organic matter is related to bare soil, which is regarded as control technology along with conventional farming. Although the same method was observed during simulation, it is not possible to compare results for individual dates and years without converting them to percentage. This is so because the soil can have different moisture and temperature parameters when testing technologies. For this reason, the final values are expressed in percentage, when bare soil is considered the basis. In this way, the possibility to compare individual dates within one year and also across years is ensured. The average amount of undissolved particles converted to mg/l from all tested technologies is shown in Table 1.

For the first rainfall simulation the second growth period was chosen. Catch crops of the grass-legume mixture reached the height of 12–13 cm. The plants of *Phacelia tanacetifolia* were 5–6 cm high at the

time of rainfall simulation. The problem seemed to be the effect on experimental plot caused by wheel tracks from agricultural machinery. Surface runoff occurred just in the wheel tracks.

The second date chosen for simulation corresponded to the third growth period. During the second measurement, the vegetation cover of catch crops was fully grown in both soil conservation technologies. The grass-legume mixture reached the height of 60 cm, whereas *Phacelia tanacetifolia* only 30 cm. The wheel tracks were the problem on both experimental plots again. However, plants started lodging due to rainfall simulation, among others also in the direction of the wheel tracks, thus better soil protection from direct fall of raindrops. The best protection of wheel tracks was manifested in cover crops of the grass-legume mixture which was more resistant to the traffic of agricultural machinery.

The third testing of chosen technologies was done in the fourth growth period. In the soil conservation technology with grass-legume mixture some crops were wilted (*Vicia sativa*, *Avena sativa*) but others (*Pisum sativum*, *Triticum aestivum*) still vegetated and reached the height of about 60 cm. A similar situation occurred also with the conventional farming of *Phacelia tanacetifolia*. In this period and individual plants started to wither. The height of *Phacelia tanacetifolia* was approx. 20 cm. The basic values from measuring with a rainfall simulator are shown in Table 2.

Rainfall simulation on soils with natural moisture – measured values during rain simulations on naturally moist soils are shown in Figure 1. A polynomial curve of 3<sup>rd</sup> degree (cubic polynomial) was chosen

Table 1. Rainfall simulation – average amount of undissolved soil particles in samples taken in tested technologies

Type of technology		Undissolved soil particles (mg/l per one sample)								
		I. term			II. term			III. term		
		2016 (a)	2016 (b)	2017	2016 (a)	2016 (b)	2017	2016 (a)	2016 (b)	2017
Bare soil	30 min	162 117	NA	168 860	51 049	NA	115 676	99 555	NA	107 738
	15 min	119 625	NA	81 663	73 096	NA	74 860	66 900	NA	54 419
Conventional farming	30 min	142 953	NA	137 410	55 450	NA	136 598	102 967	NA	131 134
	15 min	96 897	NA	63 764	50 097	NA	81 486	75 183	NA	64 939
<i>C.f</i> + <i>Phacelia tanacetifolia</i>	30 min	98 237	96 897	72 432	10 992	16 556	67 848	16 618	38 687	7 426
	15 min	88 461	95 531	39 034	8 444	12 986	36 359	9 653	37 909	4 107
<i>C.p.</i> + grass-legume mixture	30 min	142 412	156 962	104 212	5 913	14 363	28 985	33 689	54 356	20 246
	15 min	113 143	100 266	67 575	5 739	13 295	13 485	24 659	25 035	9 733

*C.f.* – conventional farming; *C.p.* – chisel ploughing; NA – not available – there was only one measurement for technologies of bare soil and conventional farming in 2016

as a connecting line of the trend between the dates of rainfall simulation. As early as on the first date, a positive effect concerning the conservation of organic matter against washing away caused by water erosion was observed in soil conservation technologies. The washed amount of organic matter was similar in both treatments with catch crops and it ranged from 16% to 37% compared to bare soil. A significant influence of soil conservation technologies on reducing the organic matter loss was clearly apparent on the second date of simulation. With catch crops, the washing away of organic matter due to water erosion was reduced nearly by 75% (in 2017 nearly by 94% in the grass-legume mixture) in comparison with bare soil. During the third rain simulation, the tested soil conservation technologies retained strong conservation efficiency in relation to organic matter

loss. This efficiency was around 75% in comparison with bare soil. Results of conventional farming point out to the insufficient protection of hop garden inter-rows against organic matter washing away. The extent of organic matter washing away was usually significantly higher than the values obtained when using catch crops.

Rainfall simulation on already saturated soils – the washed away amount of organic matter during rain simulations on already saturated soils is depicted in Figure 2. The cubic polynomial was used again for the curve of development concerning technology conservation efficiency between the dates of rainfall simulations. The highest organic matter loss on the first date of rainfall simulation occurred on plots with control treatments (2016 – conventional farming, 2017 – bare soil). Differences in the total

Table 2. Measured values during the rainfall simulation

Type of verified technology		No. of samples			Surface runoff (l)			Organic matter in sediment (%)			
		2016 (a)	2016 (b)	2017	2016 (a)	2016 (b)	2017	2016 (a)	2016 (b)	2017	
I. term	Bare soil	30 min	10	NA	9	360	NA	490	1.16	NA	1.24
		15 min	6	NA	6	225	NA	206	1.09	NA	1.25
	Conventional farming	30 min	9	NA	10	290	NA	323	1.18	NA	1.11
		15 min	6	NA	6	263	NA	228	1.17	NA	1.12
	C.f. + <i>Phacelia tanacetifolia</i>	30 min	7	5	9	209	102	242	1.17	1.26	1.32
		15 min	6	6	6	212	174	240	1.31	1.30	1.51
C.p. + grass-legume mixture	30 min	8	8	9	130	137	145	1.33	0.90	1.13	
	15 min	6	6	6	212	219	167	1	0.88	1.19	
II. term	Bare soil	30 min	10	NA	10	286	NA	420	1.20	NA	1.11
		15 min	6	NA	5	225	NA	249	1.07	NA	1
	Conventional farming	30 min	10	NA	9	280	NA	304	0.96	NA	0.89
		15 min	6	NA	5	205	NA	202	0.97	NA	0.90
	C.f. + <i>Phacelia tanacetifolia</i>	30 min	10	10	9	261	254	142	1.67	1.42	1.28
		15 min	6	6	6	149	171	107	1.86	1.22	1.28
C.p. + grass-legume mixture	30 min	10	10	9	261	251	74	2.11	1.35	1.48	
	15 min	6	6	5	152	155	58	1.82	1.21	1.66	
III. term	Bare soil	30 min	10	NA	11	385	NA	503	1.19	NA	1.42
		15 min	6	NA	6	265	NA	272	0.87	NA	1.12
	Conventional farming	30 min	10	NA	11	352	NA	294	1.01	NA	1.21
		15 min	6	NA	6	271	NA	157	0.96	NA	1.35
	C.f. + <i>Phacelia tanacetifolia</i>	30 min	11	11	11	419	423	353	1.21	1.15	1.92
		15 min	6	6	6	232	152	232	1.53	1.12	1.94
C.p. + grass-legume mixture	30 min	11	10	11	422	323	279	1.04	1.09	1.58	
	15 min	6	6	6	238	240	168	1.08	1.05	1.66	

C.f. – conventional farming; C.p. – chisel ploughing; NA – not available – there was only one measurement for technologies of bare soil and conventional farming in 2016

<https://doi.org/10.17221/135/2018-SWR>

amount of washed away organic matter decreased in all tested technologies compared to rainfall simulation on naturally moist soils. The main reason is soil saturation from the previous rainfall simulation and low growth of catch crops. Even still, the soil conservation technologies showed lower values than bare soil and conventional farming. Both treatments with catch crops were already fully engaged when rainfall simulation on saturated soils was performed on the second date. This was demonstrated also in high soil conservation resistance to organic matter loss. Organic matter washing away in the case of using catch crops was lower by approx. 85% compared to bare soil. On the third date, soil conservation technologies showed high conservation efficiency. Both treatments with catch crops reached similar

results during measuring. Washing away in interrows with catch crops was lower on average by 29% compared to bare soil. Technologies of conventional farming had again weak soil conservation effects on all dates of measurement. On the third date in 2016, organic matter washing away was even higher by 26% compared to bare soil.

Evaluation of the two-year research – based on the two-year research, bare soil is considered the worst treatment; it was chosen as the control plot and results of other technologies were related to it. Results of conventional farming are not significantly different compared to bare soil. This fact points out to the insufficient soil conservation efficiency of traditional farming. During the second rainfall simulation on already saturated soil, conventional

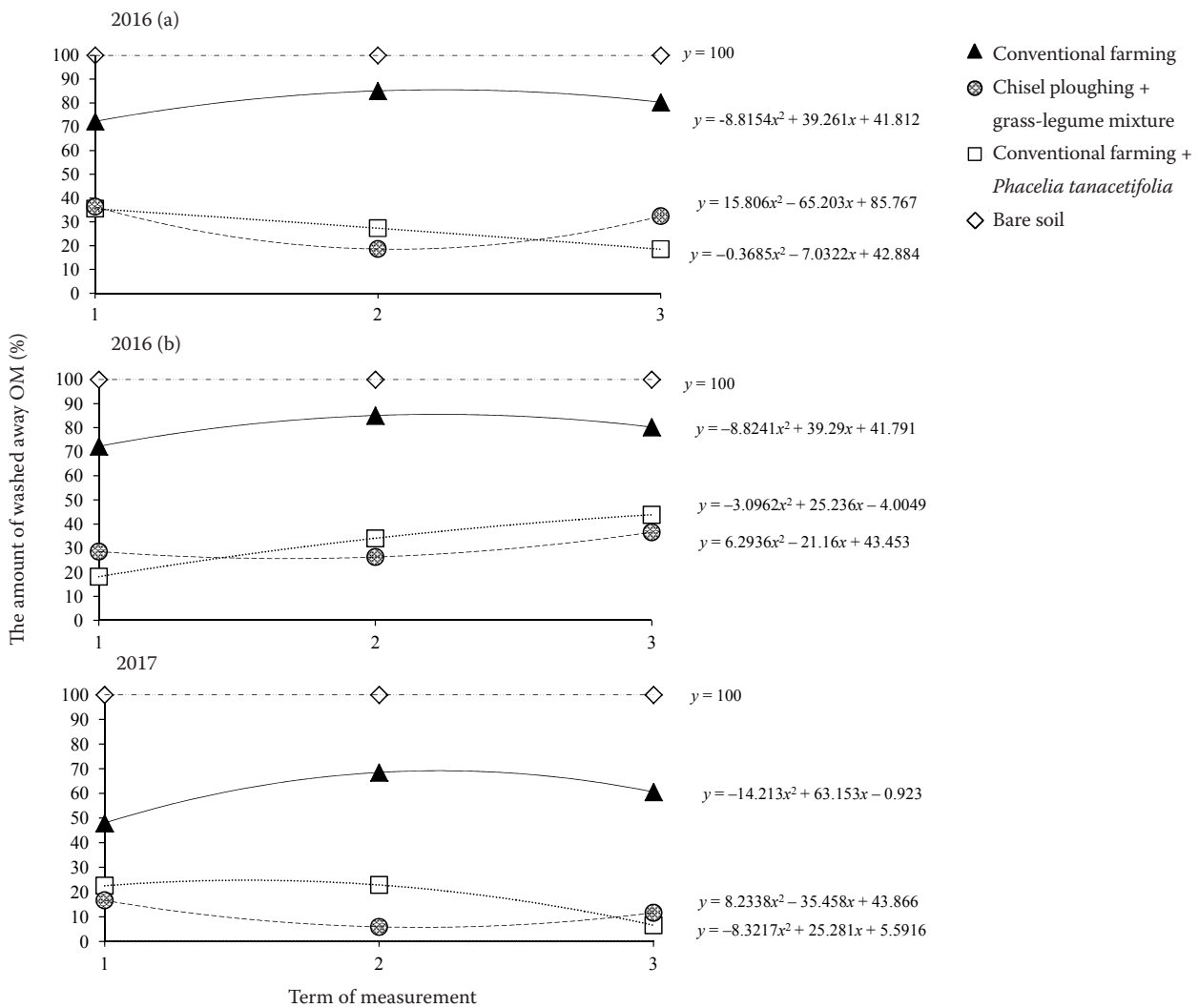


Figure 1. The amount of organic matter (OM) washed away during rain simulations on naturally moist soil (first simulation – 30 min)

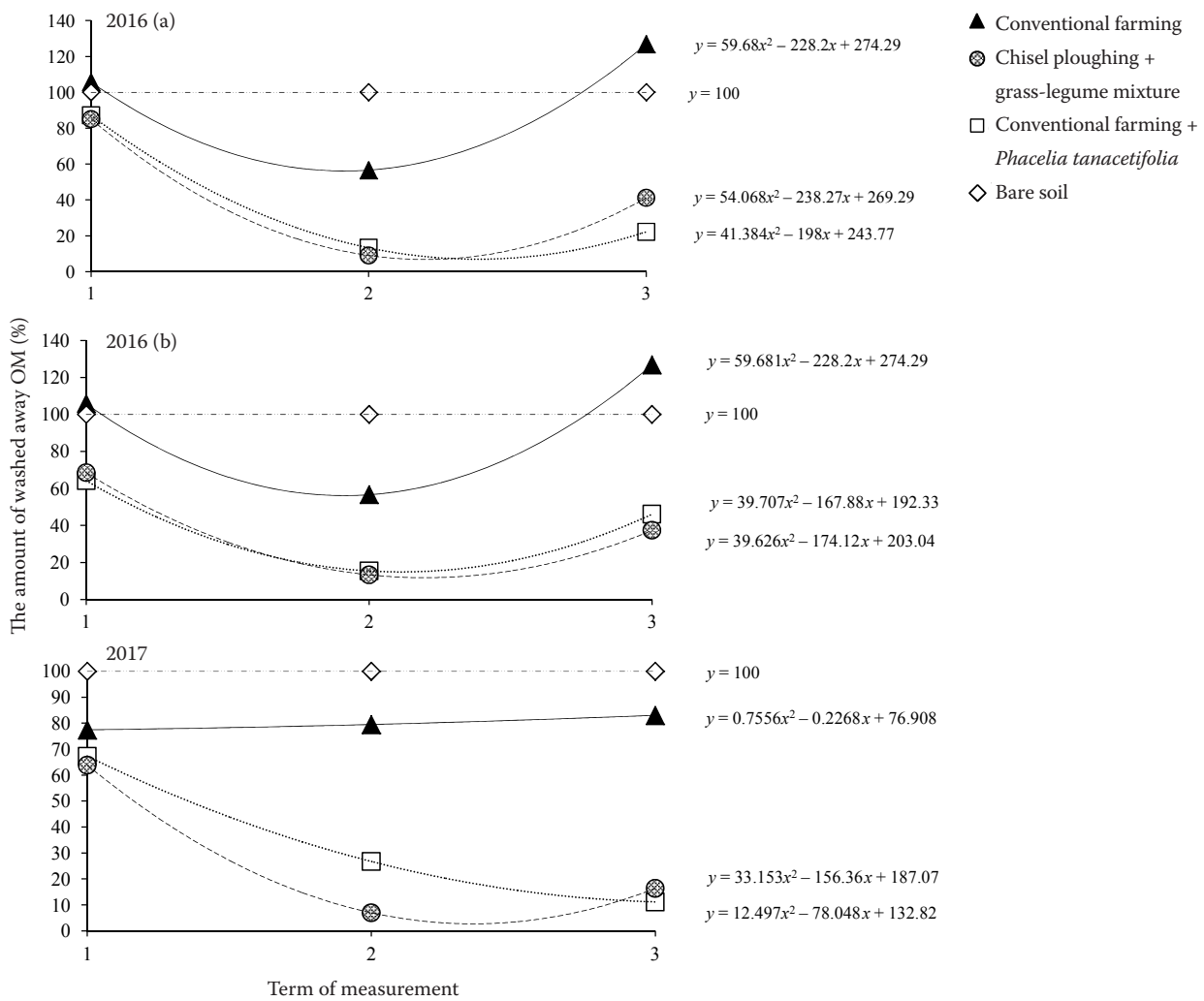


Figure 2. The amount of organic matter (OM) washed away during rain simulations on already saturated soil (second simulation – 15 min)

farming was worse in two cases compared to bare soil. Compared to the treatments with catch crops, this is a technology whose soil conservation efficiency is very low. The average amount of washed away organic matter from the two-year research is depicted in Figure 3 including an error line segment describing the deviation between the measurements.

It follows from acquired data that by using catch crops it is possible to reduce the organic matter loss from soil in the course of the entire season by more than half compared to conventional farming; both in the case of rain on naturally moist soils (66.2%), and also in the case of repeated rain on already saturated soils (59%). In all measured cases the amount of washed away organic matter was lower compared to control plots (bare soil, conventional farming). Catch crops fulfil their soil conservation function

even shortly after sowing. Their efficiency increases in the course of the season up to full growth. The technologies with catch crops still maintain a high degree of soil conservation efficiency even after the end of vegetation season. One of the most important indicators of this research is depicted in Figure 4. There exists conservation efficiency of catch crops on individual dates of measurements in relation to conventional farming. The conservation effect concerning organic matter washing away due to water erosion was generally very high in the treatments with catch crops. An exception is the first date with rainfall simulation on already saturated soil. On this date the plants of catch crops do not yet reach necessary height and the soil conservation effect is not so significant as in the following measurements due to soil saturation from the previous rainfall simulation.



<https://doi.org/10.17221/135/2018-SWR>

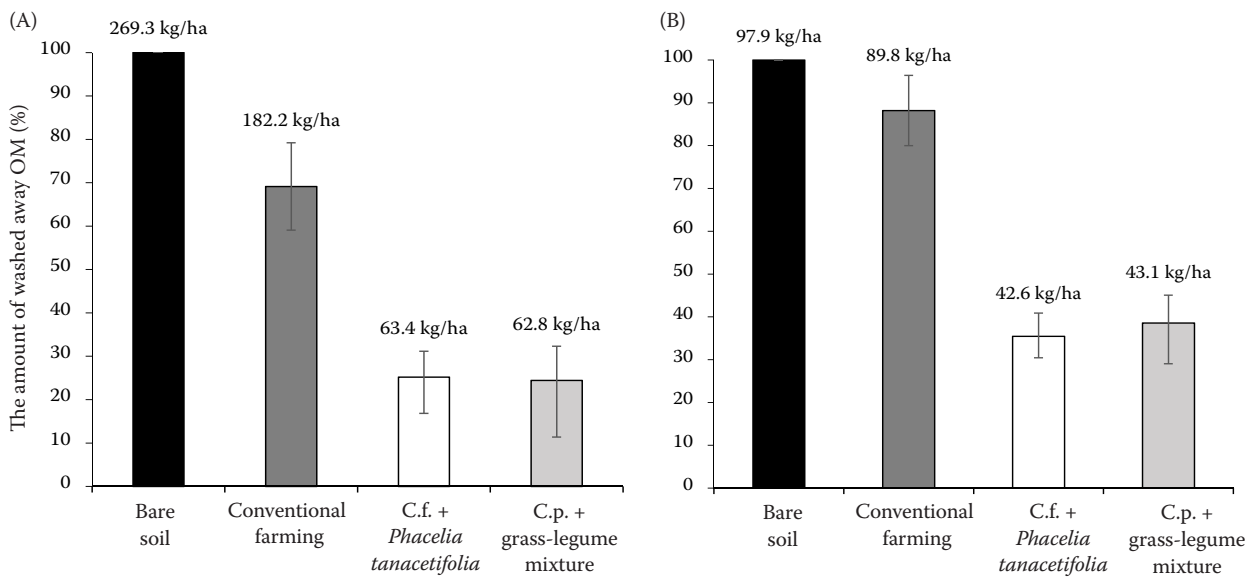


Figure 3. Average amount of washed away organic matter (OM) during simulations in 2016 (a, b) and 2017: naturally moist soil – 30 min simulation (A) and saturated soil – 15 min simulation (B)

C.f. – conventional farming; C.p. – chisel ploughing

### DISCUSSION

A characteristic feature of soil conservation technologies during soil cultivation is leaving the residues of preceding crops or biomass of catch crops on the soil surface or only a shallow ploughing of these plant residues into the soil (ALBERTS & NIEBLING 1994). The same was claimed by BLANCO and LAL (2010), who dealt with principles and management of soil conservation. The most important outcome of this research is the finding of a difference in the amount of washed away organic matter due to water erosion between conventional farming and technologies with catch crops. A direct correlation between erosion and

soil management has been found by many authors. The lower the extent of erosion, the lower is the organic matter loss from soil. Some authors have found that soil conservation technologies reduce the erosion risk by up to 63% compared to conventional farming (ZHANG *et al.* 2009). NOVARA *et al.* (2011) reported a reduction of erosion with catch crops from 40% to 76% in comparison with conventional technology. These results are in line with MARQUES *et al.* (2010). In a two-year study at the plot scale RUIZ-COLMENERO *et al.* (2011) observed that inter-rows with a cover crop lost between 50% and 75% less soil than inter-rows without cover crops. BIDDOCU *et al.* (2017) stated that the annual sediment

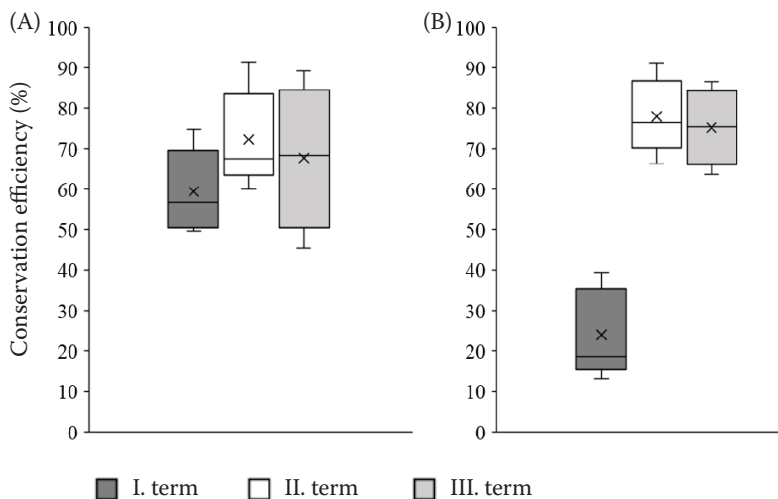


Figure 4. Conservation efficiency of catch crops compared to conventional farming: naturally moist soil – 30 min simulation (A) and saturated soil – 15 min simulation (B)

yield in cover crops was lower by 72% to 89% than in conventional farming. Also, MORVAN *et al.* (2014) measured low erosion rates for vegetation covered plots and pointed out the importance of grass cover density in the wheel tracks of agricultural machinery to prevent water runoff and erosion.

Conclusions of this study are similar. When there are catch crops in inter-rows, erosion and washed away organic matter are much lower compared to conventional farming which is without vegetation cover. The values of other authors do not differ very much from our results when the difference in organic matter washing away between soil conservation treatments and conventional farming was on average lower by 60% on naturally moist soils, and by 54.5% on soils already saturated. Some authors like WENDT and BURWELL (1985) recorded a reduction of erosion higher than 90%. In this way GARCÍA-ORENES *et al.* (2005) stated that catch crops, by their very presence, are able to protect the soil surface against the effect of rain drops. Moreover, catch crops reduce the amount of surface runoff and they support the formation and stability of soil aggregates. As it was mentioned by FULLEN *et al.* (2006), the organic matter content in soil under 2% already significantly increases the risk of erosion. In the longer-term use of catch crops, a favourable influence on yields of main crops and on soil structure can be expected (JAVŮREK & VACH 2009).

## CONCLUSION

The issue of organic matter loss from erosion threatened plots of hop gardens is a significant one. Because the amount of washed away organic matter was lower in soil conservation technologies in all realized measurements compared to conventional farming, it can be concluded that catch crops significantly reduce the organic matter loss in hop gardens vulnerable to erosion. On the contrary, measured values in conventional farming point out the need of using a different farming method for hop gardens if they are located on hillside plots. During the season, the amount of washed away organic matter in plots with catch crops was reduced by more than half compared to conventional farming. The soil conservation effect of technologies gradually increased in the course of the catch crop growth. The most vulnerable period is the time until the catch crop cover is at least partially closed. Nevertheless, catch crops show a significant soil conservation effect even in the first stage. Maximum soil conservation effects were found

on the second date of measurement, which was done by the end of June. Thus, during the periods of the most frequent occurrence of torrential rains, catch crops prevented organic matter loss from the plot threatened by erosion.

**Acknowledgements.** Results were obtained within preparing the PhD thesis of the author in cooperation with the Department of Land Use and Improvement Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague. We would also like to thank Ing. J. HELEBRANT from Solopysky nearby the town of Žatec for providing us with areas designated for research.

## References

- Alberts E.E., Neibling W.H. (1994): Influence of crop residues on water erosion. In: Unger P.W. (eds.): *Managing Agricultural Residues*. Chelsea, Lewis Publishers: 19–39.
- Amundson R., Berhe A.A., Hopmans J.W., Olson C., Sztein A.E., Sparks D.L. (2015): Soil and human security in the 21<sup>st</sup> century. *Science*, 348: 1261071.
- Bationo A., Kihara J., Vanlauwe B., Waswa B., Kimetu J. (2007): Soil organic carbon dynamics, functions and management in West African agro-ecosystems. *Agricultural Systems*, 94: 13–25.
- Biddoccu M., Ferraris S., Pitacco A., Cavallo E. (2017): Temporal variability of soil management effects on soil hydrological properties, runoff and erosion at the field scale in a hillslope vineyard, North-West Italy. *Soil and Tillage Research*, 165: 46–58.
- Blanco H., Lal R. (2010): *Principles of Soil Conservation and Management*. Heidelberg, Springer.
- Bordonal R.D.O., Lal R., Ronquim C.C., Figueiredo E.B.D., Carvalho J.L.N., Maldonado W., Milori D.M.B.P.M., Scala N.L. (2017): Changes in quantity and quality of soil carbon due to the land-use conversion to sugarcane (*Saccharum officinarum*) plantation in southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 240: 54–65.
- Brady N.C., Weil R.R. (2002): *The Nature and Properties of Soils*. 13<sup>th</sup> Ed. Upper Saddle River, Prentice Hall.
- Chatterjee A. (2013): North-Central US: introducing cover crops in the rotation. *Crops Soils*, 46: 14–15.
- Chmelová R., Šarapatka B. (2002): Soil erosion by water: contemporary research methods and their use. *Geographica*, 37: 23–30.
- Duran-Zuazo V.H., Rodriguez-Pleguezuelo C.R. (2008): Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28: 65–86.
- Emtadi F., Hashemi M., Zandvakili O., Dolatabadian A., Sadeghpour A. (2018): Nitrogen contribution from win-

<https://doi.org/10.17221/135/2018-SWR>

- ter-killed faba bean cover crop to spring-sown sweet corn in conventional and no-till systems. *Agronomy Journal*, 110: 455–462.
- Fu B.-J., Wang Y.-F., Lu Y.-H., He C.-S., Chen L.-D., Song C.-J. (2009): The effects of land-use combinations on soil erosion: a case study in the Loess Plateau of China. *Progress in Physical Geography*, 33: 793–804.
- Fullen M.A., Yi. Z., Brandsma R.T. (2006): Comparison of soil and sediment properties of a Loamy sand soil. *Soil Technology*, 10: 1–8.
- García-Orenes F., Guerrero C., Mataix-Solera J., Navarro-Pedreño J., Gómez I., Mataix-Beneyto J. (2005): Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil and Tillage Research*, 82: 65–76.
- Goebel M.O., Bachmann J., Woche S.K., Fischer W.R. (2005): Soil wettability, aggregate stability, and the decomposition of soil organic matter. *Geoderma*, 128: 80–93.
- Gómez J.A., Sobrinho T.A., Giraldez Cervera J.V., Fereres E. (2009): Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain. *Soil and Tillage Research*, 102: 5–13.
- Gregorich E.G., Greer K.J., Anderson D.W., Liang B.C. (1998): Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil and Tillage Research*, 47: 291–302.
- Guggenberger G. (2005): Humification and mineralization in soils. In: Varma A., Buscot F. (eds.): *Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions*. Soil Biology. Vol. 3, Heidelberg, Springer Berlin: 85–106.
- Hilgard E. (1906): *Soils, their Formation, Properties, Compositions, and Relations to Climate and Plant Growth in the Humid and Arid Regions*. New York, MacMillan.
- Iserloh T., Ries J.B., Cerdà A., Echeverría M.T., Fister W., Geißler C., Kuhn N.J., León F.J., Peters P., Schindewolf M., Schmidt J., Scholten T., Seeger M. (2013): Comparative measurements with seven rainfall simulators on uniform bare fallow land. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 57 (Supplementary Issue 1): 11–26.
- ISO 14235 (1998): ONORM L 1081: Soil Quality – Determination of Organic Carbon by Sulfochromic Oxidation. Geneve, ISO.
- IUSS Working Group (2015): *World Reference Base for Soil Resources 2014 (Update 2015)*. International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. World Soil Resources Reports No. 106, Rome, FAO.
- Jackson R.B., Lajtha K., Crow S.E., Hugelius G., Kramer M.G., Piñeiro G. (2017): The ecology of soil carbon: pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48: 419–445.
- Jahanzad E., Barker A.V., Hashemi M., Sadeghpour A., Eaton T., Park Y. (2017): Improving yield and mineral nutrient concentration of potato tubers through cover cropping. *Field Crops Research*, 212: 45–51.
- Janeček M., Dostál T., Kozlovsky-Dufková J., Dumbrovský M., Hůla J., Kadlec V., Kovář P., Krása T., Kubátová E., Kobzová D., Kudrnáčová M., Novotný I., Podhrázká J., Pražan J., Procházková E., Středová I., Toman F., Vopravil J., Vlasák J. (2012): *Erosion Control in the Czech Republic – Handbook*. Prague, Czech University of Life Sciences. (in Czech)
- Javůrek M., Vach M. (2009): Impact of catch crops use in the systems of conservation soil tillage. *Journal of Agricultural Machinery Science*, 5: 269–273.
- Kaspar T.C., Singer J.W. (2011): The use of cover crops to manage soil. In: Hatfield J.L., Sauer T.J. (eds.): *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture*. Madison, American Society of Agronomy: 321–337.
- Kirkels F.M.S.A., Cammeraat L.H., Kuhn N.J. (2014): The fate of soil organic carbon upon erosion, transport and deposition in agricultural landscapes – a review of different concepts. *Geomorphology*, 226: 94–105.
- Krofta K., Ježek J., Klapal I., Krivánek J., Pokorný J., Pulkrábek J., Vostřel J. (2012): *Integrated System of Hop Cultivation: Methodology for Practice 02/2012*. Žatec, Petr Svoboda. (in Czech)
- Lal R. (2003): Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29: 437–450.
- Lal R. (2005): Soil erosion and carbon dynamics. *Soil and Tillage Research*, 81: 137–142.
- Lassu T., Seeger M., Peters P., Keesstra S.D. (2015): The Wageningen rainfall simulator: set-up and calibration of an indoor nozzle-type rainfall simulator for soil erosion studies. *Land Degradation and Development*, 26: 604–612.
- Marques M.J., García-Muñoz S., Muñoz-Organero G., Bienes R. (2010): Soil conservation beneath grass cover in hillside vineyards under Mediterranean climatic conditions (Madrid, Spain). *Land Degradation and Development*, 21: 122–131.
- Marques M.J., Schwilch G., Lauterburg N., Crittenden S., Tesfai M., Stolte J., Zdruli P., Zucca C., Petrusdottir T., Evelpidou N., Karkani A., Asliyilmazgil Y., Panagopoulos T., Yirdaw E., Kanninen M., Luis Rubio J., Schmiedel U., Doko A. (2016): Multifaceted impacts of sustainable land management in drylands: a review. *Sustainability*, 8: 177.
- Marquez-Garcia F., Gonzalez-Sanchez E.J., Castro-Garcia S., Ordonez-Fernandez R. (2013): Improvement of soil carbon sink by cover crops in olive orchards under semi-arid conditions. Influence of the type of soil and weed. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 11: 335–346.
- Martínez-Murillo J.F.F., Nadal-Romero E., Regúes D., Cerdà A., Poessen J. (2013): Soil erosion and hydrology of

<https://doi.org/10.17221/135/2018-SWR>

- the western Mediterranean badlands throughout rainfall simulation experiments: a review. *Catena*, 106: 101–112.
- Morvan X., Naisse C., Malam Issa O., Desprats J.F., Combaud A., Cerdan O. (2014): Effect of ground-cover type on surface runoff and subsequent soil erosion in Champagne vineyards in France. *Soil Use Management*, 30: 372–381.
- Novara A., Gristina L., Saladino S.S., Santoro A., Cerdà A. (2011): Soil erosion assessment on tillage and alternative soil managements in a Sicilian Vineyard. *Soil and Tillage Research*, 117: 140–147.
- Palese A.M., Vignozzi N., Celano G., Agnelli A.E., Pagliai M., Xiloyannis C. (2014): Influence of soil management on soil physical characteristics and water storage in a mature rain-fed olive orchard. *Soil and Tillage Research*, 144: 96–109.
- Pardo G., Del Prado A., Martínez-Mena M., Bustamante M.A., Martín J.A.R., Álvaro-Fuentes J., Moral R. (2017): Orchard and horticulture systems in Spanish Mediterranean coastal areas: is there a real possibility to contribute to C sequestration? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 238: 153–167.
- Paustian K., Lehmann J., Ogle S., Reay D., Robertson G.P., Smith P. (2016): Climate-smart soils. *Nature*, 532: 49–57.
- Pettit R.E. (2004): Organic Matter, Humus, Humate, Humic Acid, Fulvic Acid and Humin: Their Importance in Soil Fertility and Plant Health. Texas A&M University. Available at <http://www.humates.com/pdf/ORGANIC-MATTERPettit.pdf>.
- Randolph J. (2004): *Environmental Land Use Planning and Management*. Washington, D.C., Island Press.
- Rasse D.P., Rumpel C., Dignac M. (2005): Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil*, 269: 341–356.
- Reicosky D.C. (2003): Conservation agriculture: Global environmental benefits of soil carbon management. In: Garcia-Torres L., Benites J., Martinezvilela A. (eds.): *Conservation Agriculture*. Dordrecht, Springer: 3–12.
- Ritter J., Eng P. (2012): *Soil Erosion – Causes and Effects*. Ontario Ministry of Agriculture and Rural Affairs. Available at <http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/12-053.htm>
- Ruiz-Colmenero M., Bienes R., Marques M.J. (2011): Soil and water conservation dilemmas associated with the use of green cover in steep vineyards. *Soil and Tillage Research*, 117: 211–223.
- Šarapatka B., Bednář M. (2015): Assessment of potential soil degradation on agricultural land in the Czech Republic. *Journal of Environmental Quality*, 44: 154–161.
- Štranc P., Štranc J., Štranc D. (2012): *Principles of Suitable Agrotechnic for Growing Hops, and Analysis of the Causes of Hop Plants Dying in the Spring of the Year 2012*. České Budějovice, Kurent. (in Czech)
- Tiessen H., Cuevas E., Chacon P. (1994): The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature*, 371: 783–785.
- Vanderlinden K., Gabriels D., Giraldez Cervera J.V. (1998): Evaluation of infiltration measurements under olive trees in Cordoba. *Soil and Tillage Research*, 48: 303–315.
- Wischmeier W.H., Smith D.D. (1978): *Predicting Rainfall Erosion Losses – a Guide to Conservation Planning*. Agriculture Handbook. Washington, D.C., USDA.
- Wendt R.C., Burwell R.E. (1985): Runoff and soil losses for conventional, reduced, and no-till corn. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40: 450–454.
- Xiao H., Li Z., Chang X., Huang J., Nie X., Liu C., Liu L., Wang D., Dong Y., Jiang J. (2017): Soil erosion-related dynamics of soil bacterial communities and microbial respiration. *Applied Soil Ecology*, 119: 205–213.
- Zdruli P., Jones R.J.A., Montanarella L. (2004): *Organic Matter in the Soils of Southern Europe*. Office for Official Publications of the European Communities, Brussels (EUR 21083).
- Zhang J.Y., Li Y., Xuan G.X., Wang X.G., Li J. (2009): Overtopping breaching of cohesive homogeneous earth dam with different cohesive strength. *Science in China Series E: Technological Sciences*, 52: 3024–3029.

Received for publication June 19, 2018

Accepted after corrections October 31, 2018

Published online February 25, 2019

<https://doi.org/10.17221/25/2019-SWR>

# The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion

EVA PROCHÁZKOVÁ<sup>1,2</sup>, DAVID KINCL<sup>1,2\*</sup>, DAVID KABELKA<sup>1,2</sup>, JAN VOPRAVIL<sup>1,2</sup>,  
PAVEL NERUŠIL<sup>4</sup>, LADISLAV MENŠÍK<sup>4</sup>, VOJTĚCH BARTÁK<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Department of Pedology and Soil Conservation, Research Institute for Soil and Water Conservation, Prague-Zbraslav, Czech Republic

<sup>2</sup>Department of Land Use and Improvement, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic

<sup>3</sup>Department of Applied Geoinformatics and Spatial Planning, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic

<sup>4</sup>Division of Crop Management Systems, Crop Research Institute, Prague-Ruzyně, Czech Republic

\*Corresponding author: [kincl.david@vumop.cz](mailto:kincl.david@vumop.cz)

**Citation:** Procházková E., Kincl D., Kabelka D., Vopravil J., Nerušil P., Menšík L., Barták V. (2020): The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion. *Soil & Water Res.*

**Abstract:** Maize (*Zea mays* L.) belongs among the most important agriculture crops all over the world. The conventional way of cultivating maize with wide row spacing does not have a soil conservation effect and significantly contributes to water erosion and surface run-off. In our research, we tested the soil conservation technology (strip-till into grass cover) which took place in 2016 and 2017 in the location of Central Bohemia. The impact of a strip-till system of maize into grass cover on reducing the soil loss due to erosion was verified on the area of 21 m<sup>2</sup> using a rainfall simulator. During the research, 70 measurements were realised. The strip-till was compared to fallow land, conventional cultivation and no-till methods. Profound differences were found in the soil loss between the treatments. There was a decrease in the soil loss of about 98% in the strip-till compared to the conventional cultivation. Moreover, the surface run-off was reduced by 79%. The ANCOVA (analysis of covariance) models of the log-transformed soil loss on the surface run-off and treatment were highly significant ( $P < 10^{-15}$ ). The measurement results clearly demonstrate the positive effect of the strip-till into the grass on the surface run-off and soil loss. This positive soil conservation effect was observed even in springtime, as well as the rest of the season. Using a grass cover for establishing the maize significantly contributes to the soil conservation on the land threatened by erosion and offers farmers a suitable way of farming when growing maize. Strip-tilling is a technology that has great potential in sustainable farming.

**Keywords:** erosion control measures; rainfall simulator; soil conservation; strip-till; surface run-off

Water erosion is a global problem (Novara et al. 2011) and causes destruction or damage to enormous areas of agricultural land every year (Morgan 2005). Agricultural land in the Czech Republic is largely exposed to the risk of water erosion due to the large

land blocks, but also due to the agrotechnology used. More than half of the agricultural land is threatened by water erosion in the Czech Republic (Janeček 2005; Šarapatka & Bednář 2015). Soil degradation caused by water erosion is a complex process which

Supported by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Projects No. QK1910334, No. QK1710242 and No. MZE-RO0218.

depends on many factors (Cerdan et al. 2002), and is also very site dependent, mainly due to the differences in the soil climatic conditions (Davidová et al. 2015).

Over the past seventy years, large land degradation has taken place due to intensive farming, which is continuing presently. Agricultural subsidies have led to a significant increase in maize cultivation for the generation of energy from biomass in the Czech Republic. The expansion of maize acreage has resulted in the increased risk of water erosion due to the low vegetative soil cover after the sowing of the maize and the linear structure (Vogel et al. 2016). Brant et al. (2017) adds that the next major factor affecting arable soil erosion is large distance of the maize rows.

Within optimising cultivation systems of wide-strip crops (especially maize), new technological methods and procedures are being researched worldwide, which would ensure an increase in their energy and economic efficiency. In these technologies, under the conditions of European agriculture, a significant emphasis is put on eliminating the degradation of the soil processes, especially erosion, on increasing the infiltration abilities of the soils, on mitigating the technogenic soil compaction and on supporting the soil structure. One of the ways on how to fulfil the above-mentioned requirements is using a strip-till technology (Brant et al. 2016). Strip-tilling is a method of seedbed preparation in which confined strips of soil are tilled prior to planting. Seeds are then planted directly into the tilled strips, leaving inter-row areas protected by residue while avoiding residue contact with the seeds and seedling plants. Interest in strip-tilling has increased in recent years due to evidence that it combines many of the best aspects of the no-till and conventional cultivation systems (Randal & Hill 2000).

The main advantages of strip-tilling are obtaining a positive soil conservation effect as a result of the remaining crop residues in the inter-rows (Vyn & Raimbult 1993), improving the soil conditions for the crops' development in the rows and depositing fertilisers close to the roots (basic fertilisation and the application of nitrogen) enabling a reduction in their required amount. Another advantage is the more favourable conditions for sowing based on an earlier term for sowing compared to the no-till technology. Also, the strip-till technology has lower requirements in terms of the initial dosages of fertilisers compared to other technologies (Sundermeier et al. 2006).

Compared to conventional technologies, the application of a strip-till definitely leads to the overall

decrease in the fuel consumption per area unit and, thus, to a reduction in the energy and economical inputs (Sundermeier et al. 2006; Brant et al. 2016). Various experiments with sowing maize into the cover crops (grass cover and fodder) with minimum soil treatment as protection of the slope areas against erosion and against washing-out of the agrochemicals have been carried out in Switzerland (Rüttimann et al. 1995).

## MATERIAL AND METHODS

The evaluation of soil conservation technologies for maize (*Zea mays* L.) in terms of soil conservation was carried out using a field rainfall simulator and also based on a soil survey and taking samples. The individual plots (established on an experimental areas) were compared with a control plot fallow. The magnitude of the surface run-off and soil loss due to the erosion were observed in the individual experiments. The verification of the technologies by the rainfall simulator took place in 2016 and 2017. The soil conservation technologies for the cultivating maize were established in cooperation with the cooperative farm Krásná Hora nad Vltavou, a joint-stock company in the Central Bohemian region. This cooperative is focused on animal production and it owns two bio-gas stations. The more frequent sowing of maize into the cropping system also follows from these activities (other crops in the crop rotation: canola, wheat, rye, sorghum, legumes).

**Experimental areas.** The study area is located in Central Bohemia (Czech Republic) at the experimental station of Skoupý (520 m a.s.l.). The climate is moderately warm with an average annual temperature of 7.5 °C and an annual precipitation of 550 mm (516 mm in 2016; 548 mm in 2017). The geographical coordinate system is 49°34'36.456"N, 14°20'44.084"E (Figure 1).

The soil type Cambisol was classified on all the experimental areas – the Main Soil Unit MSU 31. Based on the soil survey, it can be stated that the basic physical-chemical properties are similar in terms of the soils for the individual tested plots and, thus, the tested plots are comparable. The upper horizon of all the compared sites shows a texture type structure typical of sand-loamy soils. The basic soil properties: 1.27% total oxidizable carbon ( $C_{ox}$ ); humus 2.19%; total nitrogen ( $N_{tot}$ ) 0.156; C/N ratio 8.1. The topsoil layer is up to 30 cm (the soil texture: < 0.002 mm, 7.8%; < 0.01 mm, 15.5%; < 0.05 mm, 28.6%; < 0.1 mm,

<https://doi.org/10.17221/25/2019-SWR>

37.0%). The plots for the tested technologies were selected particularly for their uniform slope of 15%.

**Field rainfall simulator.** A rainfall simulator is a device which has been increasingly used to study soil erosion processes, and the use of rainfall simulators is widely accepted (Kovář et al. 2012; Ma et al. 2014; Lassu et al. 2015; Prosdocimi et al. 2017). The principle of measuring by a field rainfall simulator is based on the water spraying on a clearly defined and delimited area of 21 m<sup>2</sup>, when the water jets, in a selected mode, spray water on the area for the whole measurement time. The rainfall simulator was situated down the slope just like the main crop with the strips of grass. The water spraying mode lasts for 30 min during the first rainfall simulation, then there is a 15-min technological break, after which the second rainfall simulation lasting 15 min follows. The intensity of the rainfall simulation was chosen based on the recommendation by the Czech Hydrometeorological Institute, based on the average intensity of torrential rainfalls in the Czech Republic. This intensity is considered to be 60 mm/h, and, during the mode construction, the condition (for the course of 15 min at least 6.25 mm) stated in the Guideline “Erosion Control in the Czech Republic – handbook” by Janeček et al. (2012) and Wischmeier and Smith (1978) was also taken into account.

The surface run-off and suspended solids in each variant were measured. The surface run-off was collected in a tipping bucket, which is a machine enabling one to measure the surface run-off. At constant time intervals of 3 minutes, the samples were taken into a calibrated container of 319 mL in size. The amount of the suspended solids for the particular variant was determined from the samples adjusted in this way.

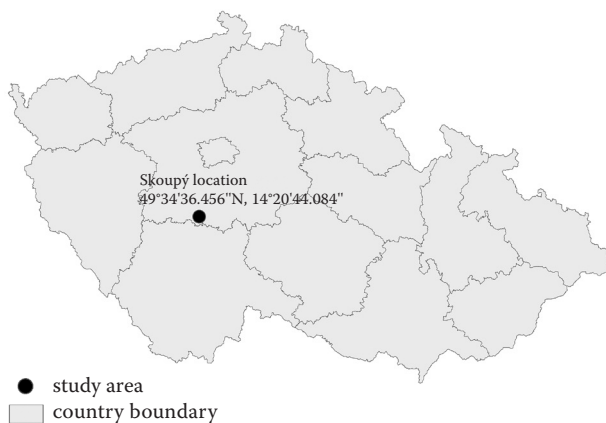


Figure 1. The geographic location of the study area

### Selection of the dates for the field experiment.

The uniform and standard conditions on all the experimental plots were selected to verify the efficiency of the erosion control measures. The terms of the individual trials of the rainfall simulator are based on the terms of the growing periods given for the determining factor, the protective impact of the vegetation cover and the tillage method. The growing periods are defined in the Prediction Rainfall Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains: A Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation (Wischmeier & Smith 1965).

I. the term of the rainfall simulation – in the period from the plot preparation for sowing up to one month after sowing

II. the term of the rainfall simulation – in the period for the course of the second month from the spring or summer sowing

III. the term of the rainfall simulation – in the period from the end of the second term of the rainfall simulation up to harvest.

**Verified variants (no-till, strip-till, conventional cultivation, fallow land).** The first selected variant in order to verify the soil conservation effect was the no-till technology. It was prepared into the cover of desiccated rye with 75 cm wide rows. The next technology was the strip-till (sowing maize into the tilled strip grass cover) with the row spacing of 75 cm. Both variants were compared with the conventional way of maize cultivation – classical tillage and also fallow land (maintained without vegetation). The sowing of maize took place on the 20<sup>th</sup> of April 2016 and the 4<sup>th</sup> of May 2017. A more detailed description of the agrotechnical operations is stated below:

The no-till sowing of the maize into the rye cover (width of row: 75 cm)

- in autumn, the crushing and shallow ploughing-in of the intercrop by a disc harrow takes place;
- followed by the vertical aeration to a depth of 20 cm;
- soil preparation before sowing by a compactor 1x;
- rye sowing by the no-till sowing machine until the end of September;
- in spring, the cover desiccation by a total herbicide;
- maize sowing by the no-till sowing machine into rows of 75 cm.

The maize sowing into treated grass strips – strip-till

- the areal desiccation of the grass cover by a total herbicide takes place in autumn;
- until the end of October, strip-tilling to a depth of 25 cm is made in the grass cover;

- the plot is kept in this condition until spring;
- in spring, with the appropriate moisture, strip-tilling to a depth of 25 cm can be repeated if necessary;
- maize sowing by the no-till sowing machine into rows of 75 cm;
- the whole area with the grass is treated by the selective herbicide.

#### Conventional way of cultivating maize

- in autumn, the crushing and shallow ploughing-in of the intercrop by a disc harrow takes place;
- followed by the deep tillage of approx. 25–30 cm until the middle of November, without surface levelling;
- the tillage remains in a rough furrow until spring;
- in spring, soil treating by a compactor 2×;
- sowing maize into wide strips (75 cm) from the middle to the end of April.

**Statistical analysis.** Linear models were used to assess how the soil loss as well as its relationship with the infiltration differ in the different treatments. Since the preliminary analysis revealed a considerable heteroscedasticity and normality violation in all the models, the logarithmic transformation of the soil loss values was used as a response, after which both problems were eliminated. To avoid the problem with zeros, a small constant (0.001) was added to the soil loss values before the transformation. This constant was chosen by a trial-error inspection of the diagnostic plots checking for homoscedasticity and normality. ANOVA (analysis of variance) was used to test for the differences in the log soil loss means in the different treatments, followed by Tukey's multiple comparison. Then, we modelled the exponential relationship between the soil loss and the surface run-off in the different treatments by a linear ANCOVA (analysis of covariance) of the log-transformed soil loss on the run-off interacting with the treatment. The significance of the individual predictors was tested using ANOVA Type-II tests. The separate models were fitted for the first and the second rainfall in all the analyses. To test for the difference in

the soil loss between the first and the second rainfall, we used the paired Wilcoxon test, using the original (i.e., untransformed) soil loss values. All the analyses and data manipulations were performed in the R statistical program (R Core Team 2017), with the use of the packages car (ANOVA Type II tests; Fox & Weisberg 2011) and agricolae (Tukey tests; de Mendiburu 2017).

## RESULTS AND DISCUSSION

The results and evaluation of the terrain observation are based on the field experiments with the rainfall simulator and the laboratory measurements of the taken soil samples and the sediment. The following were evaluated for each variant: the magnitude of the surface run-off and the soil loss caused by the water erosion. Values of the surface run-off and the soil loss gradually decreased in the course of the maize growth. This was especially influenced by the crop engaging and also by the natural soil compaction. The data were evaluated separately in the first and the second rainfall simulation.

Profound differences were found in the soil loss between the treatments, both in the first and the second rainfall (see Table 1 and Figure 2). In the first rainfall, the highest and the lowest mean soil loss was recorded in the fallow land and the strip-till, respectively, and they differed by a factor of 46. In the second rainfall, the treatments with the highest and the lowest mean soil loss were the conventional cultivation and the strip-till, respectively, the former being 11 times higher than the latter. Interestingly, there were also similar differences in the soil loss variability, the standard deviations being always of the same order of magnitude as the means (Figure 2). Both in the first and the second rainfall, the treatment had a significant effect on the log-transformed soil loss ( $P < 10^{-7}$ ), and it explained roughly 40% of its variability (multiple  $R^2 = 0.428$  and  $0.421$  for the first and the second rainfall, respectively). Multiple

Table 1. The summary statistics of the soil loss under the different treatments and multiple comparisons of the results

Treatment	n	First rainfall				Second rainfall			
		mean	SD	mean log	hg	mean	SD	mean log	hg
Fallow land	19	6.673	6.922	1.114	a	0.484	0.650	1.114	a
Conventional cultivation	17	1.965	2.400	-0.479	a	1.727	1.948	-0.479	a
No till	16	0.836	1.390	-2.459	b	0.194	0.356	-2.459	b
Strip-till grass	18	0.144	0.235	-3.169	b	0.160	0.213	-3.169	b

n – the sample size (same for both rainfalls); SD – the standard deviation; mean log – the mean of the log-transformed soil loss; hg – the homogeneous groups based on Tukey's multiple comparison of the means of the log-transformed soil loss



<https://doi.org/10.17221/25/2019-SWR>

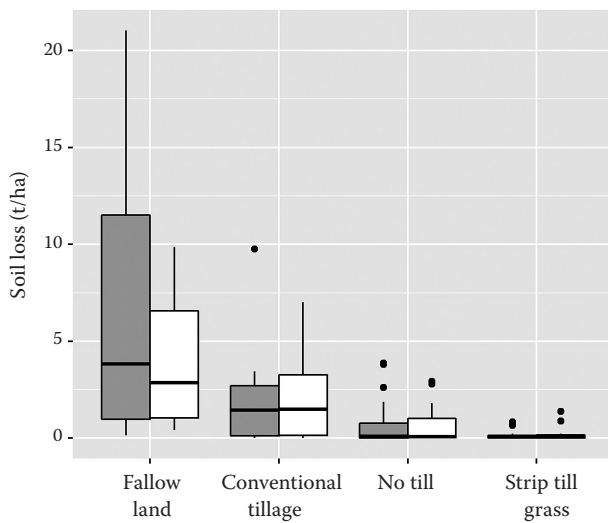


Figure 2. The quartile-based boxplots summarising the soil loss for the different treatments and the first (grey boxes) and the second (white boxes) rainfall

comparisons identified two homogeneous groups, identical in both rainfalls, with the fallow land and the conventional cultivation in one group and the strip-till grass together with the no-till in another group (Table 1). There was no significant overall difference (evaluated across all the treatments) in the soil loss between the first and the second rainfall (Wilcoxon statistic = 2 409.5,  $P = 0.866$ ).

Generally, there is only little research in the strip-till technology into the grass cover. Our results are the first ones to provide information about the soil loss of the strip-till into the grass in the conditions of the Czech Republic. In the two-year measurements, a 98% decrease in the soil loss was achieved in the strip-till compared to the conventional cultivation. The soil loss was, in both research years, very similar without significant differences. Ryken et al. (2018) state a reduction of the soil loss in the strip-till technology (99%). Other results related to this technology were

published by Wischmeier and Smith (1978). They determined the efficiency of the strip-till into the grass cover of between 95–97%. These results are not different from our values. Another research effort was recorded by Prasuhn (2012). In this case, a strong soil conservation effect was measured on the experimental plots in Switzerland. The soil loss achieved the value of 0.12 t/ha/year in the no-till (strip-till), while, in the plough tilled land, the soil loss was 1.24 t/ha/year. For the soil conservation technologies which include the strip-till, Wendt and Burwell (1985) recorded a reduction in the erosion higher than 90% compared to the conventional cultivation. Likewise, McGregor and Mutchler (1992) state a lower soil loss by 97% in the soil conservation technology.

The ANCOVA models of the log-transformed soil loss on the surface run-off and the treatment for the first and the second rainfall were both highly significant ( $P < 10^{-15}$ ) and both explained 79% of the soil loss variability. The significance of the individual predictors and their interaction is summarised in Table 2, the regression lines back-transformed to the original scale are displayed in Figure 3. As expected, the surface run-off had a significant effect on the log soil loss (Table 2), all the slopes being positive (Figure 4). The surface run-off was reduced by 79% compared to the conventional tillage. In a similar way, Bosch et al. (2005) state that the surface run-off losses from the conventionally tilled plots exceeded those from the strip tilled plots by 81%. In both rainfalls, the regression slopes significantly varied between the treatments (see the significant interaction terms in Table 2), the fallow land having the lowest slope and the strip-till having the largest (Figure 4).

The presented results of the rainfall simulation show that the technology of the strip-till offers strong protection against water erosion. There is an increase in the surface water infiltration into the soil compared to the conventional cultivation. If a

Table 2. The analysis of variance tables for the ANCOVA (analysis of covariance) models of the log-transformed soil loss on the surface run-off interacting with the treatment

Source of variability	First rainfall			Second rainfall		
	sum of squares	df	F statistic <sup>a</sup>	sum of squares	df	F statistic <sup>a</sup>
Run-off	149.70	1	91.09***	130.64	1	94.36***
Treatment	21.73	3	4.41**	10.68	3	2.57
Run-off : treatment	22.93	3	4.65**	16.92	3	4.07*
Residual	101.90	62	–	85.84	62	–

df – the degrees of freedom; <sup>a</sup>F tests are of type II, following the principle of marginality; \*\*\* $P < 0.001$ ; \*\* $0.001 < P < 0.01$ ; \* $0.01 < P < 0.05$

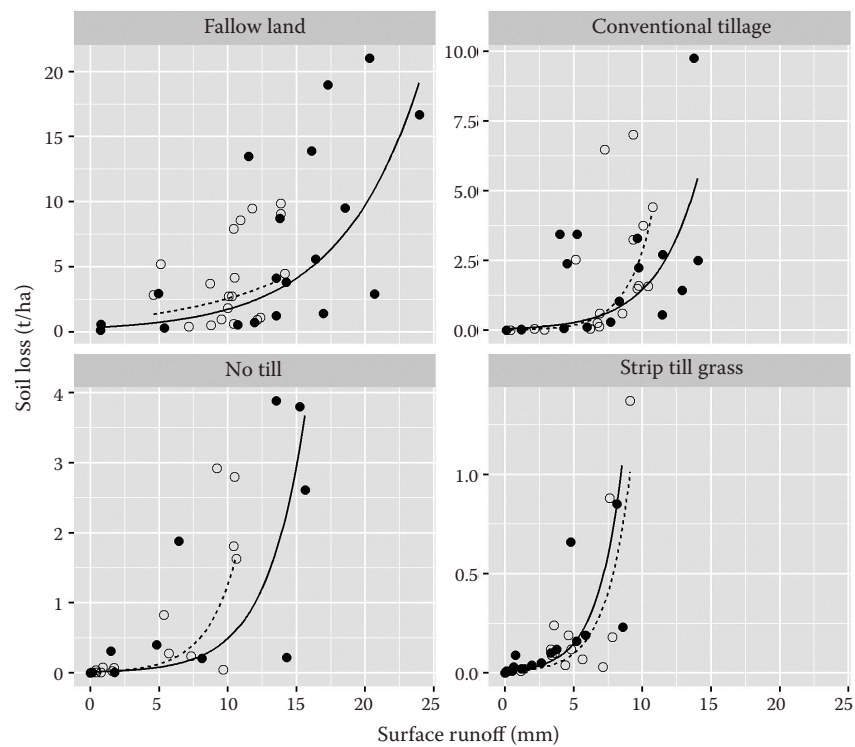


Figure 3. The relationships between the soil loss and the surface run-off for the different treatments, for the first (full circles and solid lines) and the second (open circles and dotted lines) rainfall. The lines represent the exponential regressions coming from the ANCOVA (analysis of covariance) models fitted separately for the first and the second rainfall data, with the log-transformed soil loss as a response and the surface run-off interacting with the treatment as the predictors.

surface run-off occurs, the soil particles are released due to the strip-till from a significantly smaller area compared to the tillage.

The strip-till of the grass cover shows, in most cases of measuring zero soil loss values, when only clean water without sediments flowed from the soil surface. The fluctuations in the values in some measurements were influenced by the tractor tire track or by damaging the surface due to black game. All the experimental variants were prepared in the direction of the water flow line (down the slope). In practice, the leading grass strips in the direction of the contour line is expected, thus, achieving even better soil protection against erosion and surface run-off. Simultaneously, this technology supports the soil structure, reduces the evaporation from the soil, there is a better use of the nutrients from the applied fertilisers, which, in the final effect, contributes to a higher yield stability and production quality (Morrison 2002; Fernández et al. 2015).

Relatively favourable results were detected in the variant of the no-till into the rye cover. However,

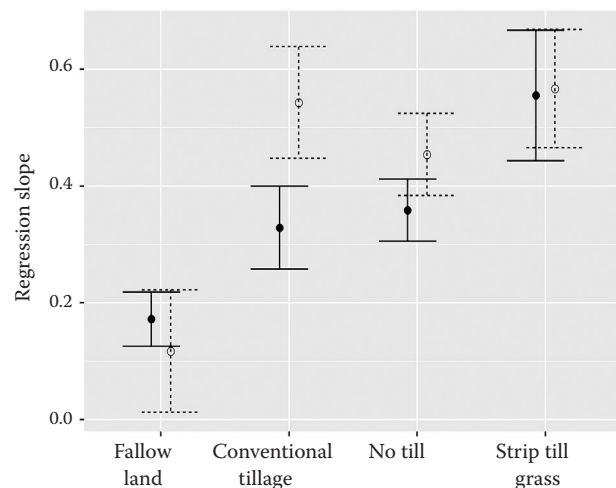


Figure 4. The estimates of the regression slopes and their standard errors from the linear regression of the log-transformed soil loss on the surface run-off for the different treatments.

Data from the first (full circles and solid error bars) and the second (open circles and dotted error bars) rainfall experiments were analysed by separate ANCOVA (analysis of covariance) models.

<https://doi.org/10.17221/25/2019-SWR>

it cannot be applied on all soil types. For example, in heavy loam soils there was a problem with the closure of the groove after sowing.

## CONCLUSION

Maize is one of the most frequently grown agricultural crops in the Czech Republic. From the two years-worth of measurements it is apparent that the technologies for establishing maize into the grass strips provide a very strong soil conservation effect compared to the conventional technology. The soil loss was reduced to a minimum in the strip-till technology in all the realised measurements by the rainfall simulator. Also, the surface run-off was significantly reduced. On the other hand, the results of the conventional cultivation on the soil threatened by erosion show that the soil conservation effect is insufficient. When growing maize, the most prone period is the time after seeding. There is no soil conservation effect in the conventional technology because the plant cover is low. This is the main difference between the conventional technology and the strip-till into the grass. The strip-till technology has a positive conservation effect even in the springtime before sowing. The main aim of this paper was to introduce the results from the rainfall simulator measuring, as well as a new technological method on how to use grass covers for establishing maize and, thus, to contribute to the soil conservation on soils threatened by erosion. Due to the fact that the soil loss and surface run-off were lower throughout the season, it can be concluded that the strip-till is a suitable soil conservation technology for maize.

## REFERENCES

- Bosch D.D., Potter T.L., Truman C.C., Bednarz C.W., Strickland T.C. (2005): Surface runoff and lateral subsurface flow as a response to conservation tillage and soil-water conditions. *American Society of Agricultural Engineers*, 48: 2137–2144.
- Brant V., Bečka D., Cihlár P., Fuksa P., Hakl J., Holec J., Chyba J., Jursík M., Kobzová D., Krček V., Koulík M., Kusá H., Novotný I., Pivec J., Prokinová E., Růžek P., Smutný V., Škeříková M., Zábranský P. (2016): *Strip Tillage*. Prague, Profi Press. (in Czech)
- Brant V., Kroulík M., Pivec J., Zábranský P., Hakl J., Holec J., Kvíz Z., Procházka L. (2017): Splash erosion in maize crops under conservation management in combination with shallow strip-tillage before sowing. *Soil and Water Research*, 12: 106–116.
- Cerdan O., Le Bissonnais Y., Couturier A. (2002): Modelling interrill erosion in small cultivated catchments. *Hydrological Processes*, 16: 3215–3226.
- Davidová T., Dostál T., David V., Strauss P. (2015): Determining the protective effect of agricultural crops on the soil erosion process using a field rainfall simulator. *Plant, Soil and Environment*, 61: 109–115.
- deMendiburu F. (2017): *Agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research*. R Package Version 1.2-8. Available at [https://CRAN.R-project.org/package=agricolae/](https://CRAN.R-project.org/package=agricolae)
- Fernández F.G., Sorensen B.A., Villamil M.B. (2015): A comparison of soil properties after five years of no-till and strip-till. *Agronomy Journal*, 107: 1339–1346.
- Fox J., Weisberg S. (2011): *An R Companion to Applied Regression*. 2<sup>nd</sup> Ed. Thousand Oaks, Sage.
- Janeček M. (2005): *Protection of Agricultural Land from Erosion*. Prague, Czech University of Life Sciences.
- Janeček M., Dostál T., Kozlovsky-Dufková J., Dumbrovský M., Hůla J., Kadlec V., Kovář P., Krása T., Kubátová E., Kobzová D., Kudrnáčová M., Novotný I., Podhrázká J., Pražan J., Procházková E., Středová I., Toman F., Vopravil J., Vlasák J. (2012): *Erosion Control in the Czech Republic – Handbook*. Prague, Czech University of Life Sciences. (in Czech)
- Kovář P., Vaššová D., Janeček M. (2012): Surface runoff simulation to mitigate the impact of soil erosion, case study of Třebsín (Czech Republic). *Soil and Water Research*, 3: 85–96.
- Lassu T., Seeger M., Peters P., Keesstra S.D. (2015): The Wageningen rainfall simulator: Set-up and calibration of an indoor nozzle-type rainfall simulator for soil erosion studies. *Land Degradation & Development*, 26: 604–612.
- Ma W., Li Z., Ding K., Huang J., Nie X., Zeng G., Wang S., Liu G. (2014): Effect of soil erosion on dissolved organic carbon redistribution in subtropical red soil under rainfall simulation. *Geomorphology*, 226: 217–225.
- McGregor K.C., Mutchler C.K. (1992): Soil loss from conservation tillage for sorghum. *Transactions of ASAE*, 35: 1841–1845.
- Morgan R.P.C. (2005): *Soil Erosion and Conservation*. 3<sup>rd</sup> Ed. Oxford, Blackwell Publishing.
- Morrison J.E. (2002): Strip tillage for “no-till” row crop production. *Applied Engineering in Agriculture*, 18: 277–284.
- Novara A., Gristina L., Saladino S.S., Santoro A., Cerdà A. (2011): Soil erosion assessment on tillage and alternative soil managements in a Sicilian vineyard. *Soil and Tillage Research*, 117: 140–147.
- Prasuhn V. (2012): On-farm effects of tillage and crops on soil erosion measured over 10 years in Switzerland. *Soil and Tillage Research*, 120: 137–146.

<https://doi.org/10.17221/25/2019-SWR>

- Prosdocimi M., Burguet M., Di Prima S., Sofia G., Terol E., Comino J.R., Cerdà A., Tarolli P. (2017): Rainfall simulation and Structure-from-Motion photogrammetry for the analysis of soil water erosion in Mediterranean vineyards. *Science of the Total Environment*, 574: 204–215.
- R Core Team (2017): A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Available at <https://www.R-project.org/>
- Randall G., Hill P. (2000): Fall strip-tillage systems. In: Reeder R. (ed.): *Conservation Tillage Systems and Management*. Ames, Midwest Plan Service: 193–199.
- Rüttimann M., Schaub D., Prasuhn V., Rüegg W. (1995): Measurement of run-off and soil erosion on regularly cultivated fields in Switzerland – some critical considerations. *Catena*, 25: 127–139.
- Ryken N., Nest T.V., Al-Barri B., Blake W., Taylor A., Bodé S., Ruysschaert G., Boeckx P., Verdoort A. (2018): Soil erosion rates under different tillage practices in central Belgium: New perspectives from a combined approach of rainfall simulations and <sup>7</sup>Be measurements. *Soil and Tillage Research*, 179: 29–37.
- Šarapatka B., Bednář M. (2015): Assessment of potential soil degradation on agricultural land in the Czech Republic. *Journal of Environmental Quality*, 44: 154–161.
- Sundermeier A., Reeder R.C., Hayes W. (2006): *Fall Strip Tillage Systems: An Introduction*. Ohio State University. Available at <https://ohioline.osu.edu/factsheet/aex-507>
- Vogel E., Deumlich D., Kaupenjohann M. (2016): Bioenergy maize and soil erosion – risk assessment and erosion control concepts. *Geoderma*, 261: 80–92.
- Vyn T.J., Raimbult B.A. (1993): Long-term effect of five tillage systems on corn response and soil structure. *Agronomy Journal*, 85: 1074–1079.
- Wendt R.C., Burwell R.E. (1985): Runoff and soil losses for conventional, reduced, and no-till corn. *Soil Water Conservation*, 40: 450–454.
- Wischmeier W.H., Smith D.D. (1965): *Predicting Rainfall Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains*. Agriculture Handbook, Washington, D.C., USDA.
- Wischmeier W.H., Smith D.D. (1978): *Predicting Rainfall Erosion Losses – a Guide to Conservation Planning*. Agriculture Handbook, Washington, D.C., USDA.

Received: March 14, 2019

Accepted: October 18, 2019

Published online: January 17, 2020



# INFLUENCE OF NO-TILL TECHNOLOGY ON REDUCING SOIL DEGRADATION DURING SORGHUM CULTIVATION\*

David Kabelka<sup>1,2</sup>, David Kincl<sup>1,2</sup>, Jan Vopravil<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Research Institute for Soil and Water Conservation, Prague, Czech Republic

<sup>2</sup>Czech University of Life Sciences Prague, Department of Land Use and Improvement, Faculty of Environmental Sciences, Prague, Czech Republic

Soil degradation and water erosion are undoubtedly serious global problems. Moreover, excessive surface runoff and the lack of water in landscape are problems encountered not only in the Czech agricultural land. This condition is unsustainable in the long-term and it is necessary to find, verify and quantify suitable agricultural methods for reducing soil degradation. In this study, we tested two soil conservation technologies for sorghum (*Sorghum bicolor*) cultivation. Our results show that erosion was reduced by more than 78% (no-till) and 89% (no-till: narrow row) in rainfall simulation on naturally moist soil compared to conventional cultivation. Also, the use of conservation technologies reduced surface runoff (52% no-till, 68% no-till: narrow row). Sorghum has similar agronomic requirements as maize but it has the advantage of a good dryness tolerance and a high water use efficiency. The two-year research (2014, 2017) took place in the Central Bohemian Region. Soil degradation was verified using a rainfall simulator. The results have shown that both no-till technologies have a significant ( $P < 0.05$ ) soil conservation effect.

soil conservation technology, soil loss, surface runoff, rainfall simulator, water erosion



doi: 10.2478/sab-2020-0004

Received for publication on December 17, 2017

Accepted for publication on January 2, 2020

## INTRODUCTION

Soil loss and insufficient water infiltration in agriculture are one of major worldwide problems (Boardman et al., 1990; Novara et al., 2011). In the Czech Republic more than 51% of agricultural land is threatened by soil degradation (Sarpařka, Bednar, 2015). Rainfall-induced soil erosion risk is especially high during summer storms or the early wet season, when plant cover is low (Taguas et al., 2015). As a result, there is excessive surface runoff, soil erosion and smaller fertility. Soil loss and surface runoff are increased especially due to soil management and tillage practices (Blavet et al., 2009; Vanwallieghem et al., 2011). Indeed, there are

several reasons: conventional plowing, removal of the original vegetation, use of pesticides and herbicides that damage biological activity in soils (Pelosi et al., 2013), low overall vegetation cover, soil compaction due to machinery traffic (Tarolli et al., 2014), organic matter loss (Kabelka et al. 2019), and absence of soil erosion control measures (Arnaez et al., 2015). Therefore, there is a need to find soil conservation technologies that will make agriculture sustainable.

The crop which significantly contributes to water erosion and surface runoff is sorghum (*Sorghum bicolor*). Sorghum is globally the fifth most important cereal in terms of acreage and production (Beta, Corke, 2004). The main reason for sorghum high erodibility is insufficient soil conservation during the entire year. The bare surface is affected by intense

\* Supported by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Project No. QJ1520026.

storms that induce severe water erosion and runoff processes (B o r g a et al., 2011). Sorghum has a great drought tolerance and requires minimum fertilization on agriculture lands (D i c k o et al., 2006). In the Czech Republic, maize is the most cultivated agricultural crop, but the advantage of sorghum compared to maize is a significantly lower need for water. The weather is becoming more extreme and there is a potential for sorghum cultivation in the conditions of the Czech Republic. Currently there are several kinds of soil conservation technologies for sorghum, but their evaluation needs further research.

The beneficial effects of soil conservation technology can be summarized as follows: (1) higher water retention in landscape (C o o k et al., 2006; M u l u m b a, L a l, 2008), (2) protection of soil against raindrop impact, reducing erosion rates (S a d e g h i et al., 2015), (3) decreased sediment and nutrient concentrations in runoff (G h o l a m i et al., 2013), (4) decreased runoff generation rates and surface flow velocity by increasing roughness (C e r d a, 2001), (5) improved infiltration capacity (W a n g et al., 2014), (6) increased activity of some species of earthworms and microorganisms (W o o l d r i d g e, H a r r i s, 1991), (7) enhanced soil physical conditions such as soil structure and organic content (J o r d a n et al., 2011; K a r a m i et al., 2012), (8) reduced topsoil temperature for more optimum germination and root development (D a h i y a et al., 2007) and decreased evaporation (U s o n, C o o k, 1995).

One kind of conservation technologies is the no-till technology which we tested in our research. The basic principles of no-till agriculture include the following: growing crops without using traditional tillage, retaining surface residue that reduces erosion, sowing directly into the soil covered by residue mulch. In addition to erosion control, no-till also saves energy (J a v u r e k et al. 2007; V a c h et al. 2016). Other types of soil conservation technologies are e.g. strip-till or cover crops (B r a n t et al., 2017). In some cases, afforestation can be a possible way to improve degraded soil. Afforestation of agricultural lands constitutes a serious change in soil dynamics (H o l u b i k et al., 2014; P o d r a z s k y et al., 2016) and it has a positive influence on physical characteristics of soil (P o d r a z s k y et al., 2015).

## MATERIAL AND METHODS

The two-year research took place close to the villages Krásná Hora nad Vltavou (in 2014) and Petrovice (in 2017) located in the Central Bohemian Region. Typical climate is slightly warm and dry. The terrain of wider surroundings is rugged. Soils were classified as Haplic Cambisols (N e m e c e k et al., 2011).

In our research focused on water erosion, surface runoff and infiltration we tested five soil conserva-

tion technologies: (1) control – bare soil, when the experimental plot was left completely without plant cover (W i s c h m e i e r, S m i t h, 1978); two technologies of conventional cultivation: (2) growing crops in 0.75 m wide rows (like in maize) and (3) narrow-row cultivation in just 0.375 m wide rows; and two technologies of no-till cultivation (growing crops without using traditional tillage and sowing directly into the soil covered with a residue mulch): (4) with a seeder specifically designed to cut through the residue and sow seed in 0.75 m wide furrows and (5) narrow-row cultivation in 0.375 m wide rows. By the no-till cultivation, the pre-crops were *Phacelia tanacetifolia* in 2014 and *Secale cereal* in 2017.

The plots suitable for the technologies verification were selected particularly for their slope uniformity – around 12% (Petrovice) and 8% (Krásná Hora nad Vltavou). The verification and check of selected technologies took place at three developmental stages of the crop cover. The plots were 20 m long and 7 m wide. The experimental plots with sorghum were established in three replications because of three terms. For this reason, unique rainfall simulations for each technology type in each term could be carried out. Overall, for each technology, there were six simulations of rainfall within the two years. The terms were determined according to the guidelines Erosion control in the Czech Republic – A handbook (J a n e c e k et al., 2012). The individual measurement terms are defined below.

**Term I (the second growing period).** The period from plot preparation for sowing up to one month after sowing or planting. At the end of the second growing period the plant height was the following: conventional cultivation – 30 cm; conventional cultivation: narrow-row – 30 cm; no-till cultivation – 14 cm; no-till cultivation: narrow-row – 14 cm.

**Term II (the third growing period).** The period for the duration of the second month from spring or summer sowing. Before rainfall simulation the plants of sorghum had the following height: conventional cultivation – 210 cm; conventional cultivation: narrow-row – 215 cm; no-till cultivation – 110 cm; no-till cultivation: narrow-row – 100 cm.

**Term III (the fourth growing period).** The period from the end of the third period up to harvest. The plants under the used technologies had the following height: conventional cultivation – 240 cm; conventional cultivation: narrow-row – 240 cm; no-till cultivation – 200 cm; no-till cultivation: narrow-row – 200 cm.

The soil erosion and runoff processes were measured using a rainfall simulator. The measuring principle is based on rainfall simulation on a clearly defined and designated area. The size of the rainfall simulation area was 21 m<sup>2</sup>, from which the surface water subsequently flowed along with eroded soil particles. During the rainfall simulation the surface runoff samples were always taken at the place of outflow into

a calibrated container (319 ml volume). Sampling took place every three minutes with the aim to gather the total amount of eroded particles. After the simulation, each sample was oven-dried (Memmert UFB 400; Memmert, Germany) for 12 h at 105 °C under laboratory conditions. The amount of eroded undissolved particles for the particular technology was determined from the samples adjusted in this way. The total amount of eroded sediment from the verified area can be calculated by multiplying the average amount of undissolved particles in one sample and the size of surface runoff. Soil loss was assessed based on summary statistics for the used technologies. To test for difference in soil loss, the *F*-test and consequently *t*-test ( $P < 0.05$ ) were used. The rainfall simulator allows for monitoring the erosion effect, but also the beginning and the end of surface runoff or the soil infiltration ability. The infiltration was determined based on the total amount of water and surface runoff captured during the simulation. The measured values included an error line segment describing the deviation in the measurements during the season.

The rainfall simulation provided a comprehensive set of information on the selected technologies and their soil conservation effectiveness during the time of torrential rainfalls. During the verification process the soil and slope conditions of the individual options must be as much similar as possible. Therefore the technologies were used and verified in the same place.

The rainfall simulation was carried out in two consecutive repetitions. The first rainfall simulation took 30-minute followed by a 15-minute technological break. Then the second (repeated) 15-minute rainfall simulation took place. The two rounds of rainfall simulation were selected in order to simulate rainfall on naturally moist soil and subsequently on already water-saturated soil. As for the rain simulator, the rainfall intensity was set at 60 mm/h. The conditions stated by Janeczek et al. (2012) were taken into account when setting the rainfall simulation regime. This intensity was chosen based on the recommenda-

tion of the Czech Hydrometeorological Institute and it reflects the average intensity of torrential rainfalls in the Czech Republic.

## RESULTS

Soil loss and surface runoff are related to bare soil, which was regarded as the control technology. Although the same method was applied during the simulation, it is not possible to compare the results for individual terms without converting them into a percentage expression. This is caused by the fact that during the technologies verification the soil moisture and temperature parameters may differ. For this reason the presented graphs are expressed in percentage, where the bare soil is considered the basis. In this way the individual terms during one year could be compared.

### Rainfall simulation outcomes

**Term I.** The values measured during the rainfall simulations on naturally moist soils and already saturated soil are shown in Figs. 1 and 2. The worst results of soil loss were measured by the conventional cultivation (naturally moist soil 66.1%; already saturated soil 57.2%). As early as during the first term, a positive effect on soil conservation was observed in both no-till technologies. Soil loss was lower more than one-third compared to conventional cultivation. The surface runoff was reduced as well. The best values were achieved by the technology no-till: narrow row. The surface runoff was lower on naturally moist soil by 61.2% compared to conventional cultivation. Equally, the technology conventional cultivation: narrow-row achieved positive results but the difference was not so significant.

**Term II.** The influence of no-till technologies on reducing soil loss was clearly apparent also in the second term of simulation. The measured values

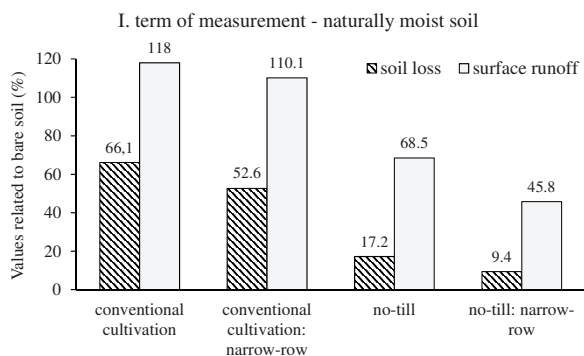


Fig. 1: The average relative values of soil loss and surface runoff from all rainfall simulations in the first term (30-minute-simulation)

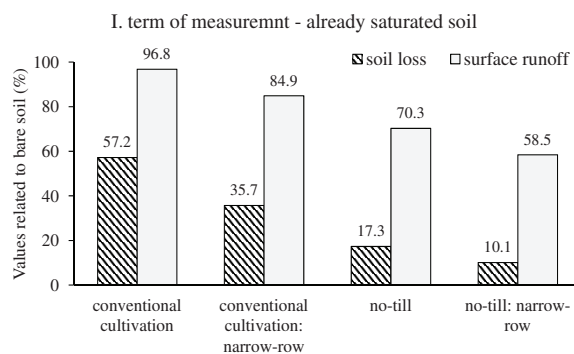


Fig. 2: The average relative values of soil loss and surface runoff from all rainfall simulations in the first term (15-minute-simulation)

were similar in character to those in term I but the differences in the total soil loss between bare soil and other technologies were higher. For example, no till: narrow row technology showed the soil loss only 0.8% related to bare soil. Excessive surface runoff showed the technology of conventional cultivation (naturally moist soil 94.3%; already saturated soil 93.3%). No-till technologies (no-till, no-till: narrow row) reduced surface runoff compared to conventional cultivation in both simulations. No-till: narrow row showed by 81.3% lower surface runoff during the simulation on naturally moist soil compared to conventional cultivation. The amount of soil loss and surface runoff during rainfall simulations is depicted in Figs. 3 and 4.

**Term III.** There was a still lower soil loss by both no-till technologies in the third term. The character of soil loss was again very similar to that in the previous two terms. The exception was no-till technology in the second simulation on already saturated soil where there was a low difference between conventional cultivation and no-till technology (10.4%). The values of surface runoff were positive in no-till technologies. The best value was measured in no-till technology on naturally

moist soil (surface runoff by 96% lower compared to conventional cultivation). By the remaining two technologies there was an excessive surface runoff (conventional cultivation, conventional cultivation: narrow row). The results from rainfall simulations are presented in Figs. 5 and 6.

### Research results evaluation

A characteristic feature of soil conservation technologies (including no-till technologies) during cultivation is retaining the residues of biomass on the soil surface (Alberts, Neibling, 1994). Bare soil, being considered the worst option, was chosen as the control plot to which the outcomes of the other used technologies were related. Surface runoff results of conventional cultivation do not differ much from those in bare soil. This fact points out to insufficient soil conservation efficiency of the traditional way of farming. Likewise, soil loss is high by the technology of conventional cultivation. Both no-till technologies (no-till and no-till: narrow row) provide much better results in all measuring characteristics compared to

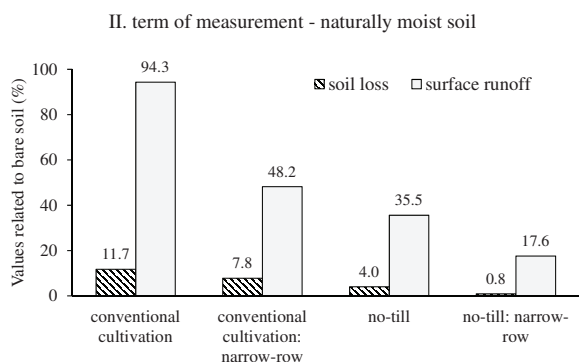


Fig. 3: The average relative values of soil loss and surface runoff from all rainfall simulations in the second term (30-minute-simulation)

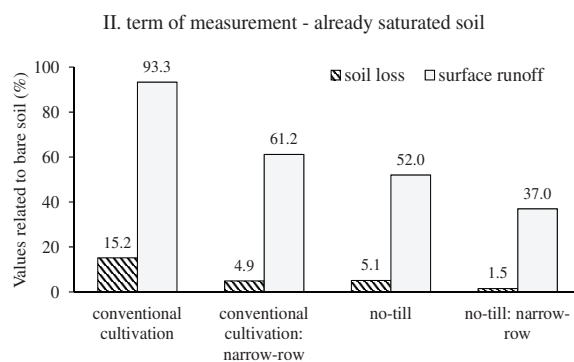


Fig. 4: The average relative values of soil loss and surface runoff from all rainfall simulations in the second term (15-minute-simulation)

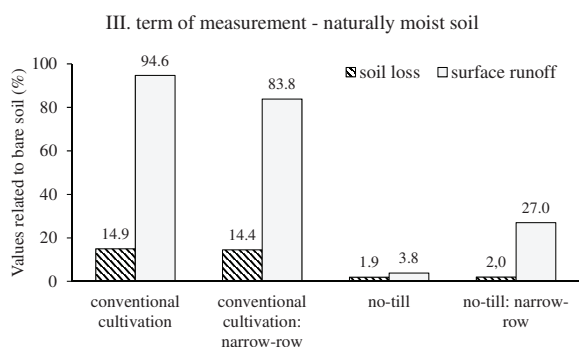


Fig. 5: The average relative values of soil loss and surface runoff from all rainfall simulations in the third term (30-minute-simulation)

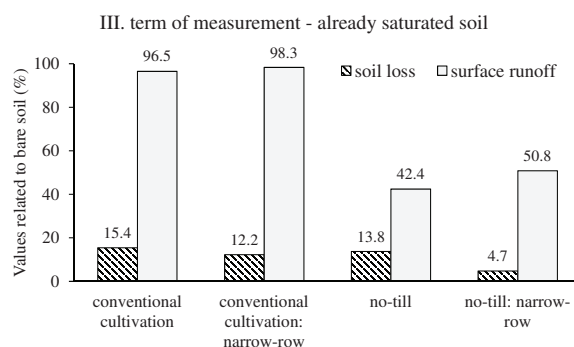


Fig. 6: The average relative values of soil loss and surface runoff from all rainfall simulations in the third term (15-minute-simulation)



Table 1. Average values from three terms of rainfall simulation measurements in the seasons 2014 and 2017

Type of technology		Surface runoff		Soil loss	
		(mm)	(%)	(t ha <sup>-1</sup> )	(%)
Naturally moist soil (30-min simulation)	bare soil	18.13	100	11.13	100
	conventional cultivation	16.48	90.92	3.52	31.6
	conventional cultivation: narrow-row	14.74	81.3	2.77	24.9
	no-till	7.82	43.15	0.75	6.69
	no-till: narrow-row	5.14	28.35	0.38	3.4
Already saturated soil (15-min simulation)	bare soil	10.7	100	4.54	100
	conventional cultivation	9.98	93.27	1.46	32.09
	conventional cultivation (narrow-row)	8.64	80.78	0.88	19.27
	no-till	6.37	59.5	0.57	12.44
	no-till: narrow-row	5.36	50.11	0.26	5.69

Table 2. Basic statistical parameters of soil loss

Basic parameters	Conventional cultivation	Conventional cultivation: narrow row	No-till	No-till: narrow row
Mean	2.487	1.823	0.655	0.318
Variance	7.549	4.58	0.711	0.229
Observations	12	12	12	12

Table 3. *F*-test for soil loss values

Technology	Conventional cultivation	Conventional cultivation: narrow row	Conventional cultivation	No-till	Conventional cultivation	No-till: narrow row
Degree of freedom	11		11		11	
<i>F</i> -test value	1.648		10.622		32.988	
<i>P</i> -value 0.05 (one-tail)	0.21		2.37E-04		8.13E-07	
<i>F</i> -test critical value (one-tail)	2.818		2.818		2.818	

conventional cultivation. Erosion was reduced by more than 78% (no-till) and 89% (no-till: narrow row) in the rainfall simulation on naturally moist soil compared to conventional cultivation. In the case of rainfall simulation on already saturated soil erosion was reduced by 61% (no-till) and 82% (no-till: narrow row). The surface runoff in conservation technologies compared to conventional cultivation was reduced as follows: naturally moist soil – 52% (no-till) and 68% (no-till: narrow row); already saturated soil – 36% (no-till) and 46% (no-till: narrow row). Conventional cultivation: narrow row also showed in most cases better results, but the soil conservation effect was not so high. The average values from all measurements are summarized in Table 1. For soil loss results we determined basic statistic parameters, *F*-test and *t*-test (Tables 2–4). The outcomes show that the values for no-till technologies are statistically different ( $P < 0.05$ ) from those for conventional cultivation.

In this study, we further evaluated the infiltration process during rainfall simulation. A lower surface runoff from plots means a higher infiltration. The measured values are given in Figs. 7 and 8. In the rainfall simulation on naturally moist soil, the infiltration was higher by 8.68 mm in no-till technology and by 11.37 mm in no-till: narrow row technology compared to conventional cultivation. Also, infiltration was the highest in no-till technologies on already saturated soil.

## DISCUSSION

The study results are among the first to provide information on the soil conservation efficiency of no-till technologies during sorghum cultivation under the conditions of the Czech Republic. The most important outcomes of this research concern the rate of water

Table 4. *t*-Test for soil loss values

Technology	Conventional cultivation	Conventional cultivation: narrow row	Conventional cultivation	No-till	Conventional cultivation	No-till: narrow row
	two-sample assuming equal variances		two-sample assuming unequal variances		two-sample assuming unequal variances	
Pooled variance	6.065		x		x	
Hypothesized mean difference	0		0		0	
Degree of freedom	22		13		12	
<i>t</i> -Test value	0.66		2.208		2.693	
<i>P</i> -value 0.05 (one-tail)	0.258		0.023		0.01	
<i>t</i> -Test critical value (one-tail)	1.717		1.771		1.782	
<i>P</i> -value 0.05 (two-tail)	0.516		0.046		0.02	
<i>t</i> -Test critical value (two-tail)	2.074		2.16		2.179	

erosion, surface runoff and infiltration when applying the conventional cultivation and no-till technologies. Based on our evaluation, it is apparent that no-till has a significant ( $P < 0.05$ ) impact on soil conservation. On the contrary, the values measured in conventional cultivation show insufficient soil conservation before degradation. Blanco, Lal (2010) stated that the main cause of erosion and excessive surface runoff on the plots is a low soil cover. In this study we have arrived to the same conclusion. Erosion and surface runoff are much higher by conventional cultivation where there is no vegetation cover.

A direct correlation between erosion and soil management has been found by many authors (Shipitalo, Edwards, 1998; Javurek et al., 2008). Soil conservation technologies have been recognized as effective methods for controlling soil erosion (Lal et

al., 2007). According to Wendt, Burwell (1985) erosion was reduced by more than 90% in the case of soil conservation technologies leading to a significant reduction of soil degradation processes. Strauss et al. (2003) analyzed 68 studies with 160 comparable results where soil erosion and surface runoff were determined under different soil tillage practices. On the average, soil conservation technologies have reduced soil erosion by 60% (arithmetic mean) and 76% (median). For the no-till technology Prashun (2012) stated a 90.3% reduction in erosion. Nyakatawa et al. (2001) estimated that the no-till technology reduces soil erosion by water by 75% compared to conventional tillage. Basically, our results are similar to those given by other researchers. A comparable research with sorghum was carried out by Gilley et al. (1986). From this research it is obvious that the

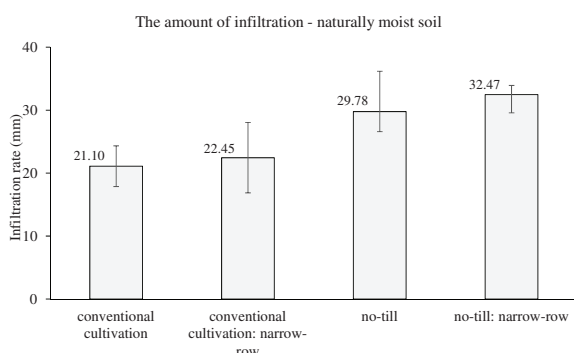


Fig. 7: Infiltration during the season from years 2014 and 2017 (30-minute-simulation)

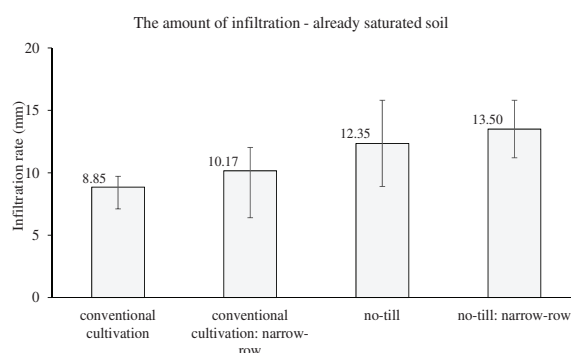


Fig. 8: Infiltration during the season from years 2014 and 2017 (15-minute-simulation)

higher the amount of residuals on the surface, the lower the soil loss and the surface runoff. In a similar way Mc Gregor, Mutchler (1992) associated the degradation processes with the conservation tillage and no-till technology for sorghum. In no-till technology for sorghum the soil loss was reduced by 97% and the surface runoff was reduced by 44% compared to conventional cultivation. The values stemming from our rainfall simulation are from a two-year research and a certain dispersion cannot be excluded, however, there is only a little presumption of significant changes in the measured results.

## CONCLUSION

The issue of soil loss and excessive surface runoff accompanying the conventional cultivation of sorghum is highly important. The results obtained in our study indicate that growing sorghum in erosion prone areas requires application of a different agricultural method. The rainfall simulation results show that the final soil loss caused by water erosion and surface runoff can be quite effectively reduced by using the no-till technology. During the season, the amount of soil loss in plots with no-till technologies was reduced to a minimum compared to conventional cultivation (by more than three-quarters in naturally moist soil). Similarly, the amount of surface runoff was reduced in plots with no-till technologies. The most prone period is the time after seeding because the plant cover is low. Nevertheless, the no-till technology shows a soil conservation effect even in the first stage. Thus, in the period of most frequent torrential rains the no-till technology prevented soil erosion. Due to the fact that soil erosion and surface runoff were lower by the soil conservation technologies compared to the conventional cultivation in all realized measurements, it can be concluded that the no-till technology significantly ( $P < 0.05$ ) reduced soil loss and surface runoff.

## ACKNOWLEDGEMENT

This article builds on the results obtained during preparation of D. Kabelka's Ph.D. thesis in cooperation with the Department of Land Use and Improvement, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague.

## REFERENCES

- Alberts EE, Neibling WH (1994): Influence of crop residues on water erosion. In: Unger PW (ed.): *Managing agricultural residues*. Lewis Publishers, Chelsea, USA, 19–39.
- Arnaez J, Lana-Renault N, Lasanta T, Ruiz-Flano P, Castroviejo J (2015): Effects of farming terraces on hydrological and geomorphological processes. *Catena*, 128, 122–134. doi: 10.1016/j.catena.2015.01.021.
- Beta T, Corke H (2004): Effect of ferulic acid and catechin on sorghum and maize starch pasting properties. *Cereal Chemistry*, 81, 418–422. doi: 10.1094/CCHEM.2004.81.3.418.
- Blanco H, Lal R (2010): *Principles of soil conservation and management*. Springer Netherlands.
- Blavet D, De Noni G, Le Bissonnais Y, Leonard M, Maillo L, Laurent JY, Asseline J, Leprun JC, Arshad MA, Roose E (2009): Effect of land use and management on the early stages of soil water erosion in French Mediterranean vineyards. *Soil Tillage Research*, 106, 124–136. doi.org/10.1016/j.still.2009.04.010.
- Boardman J, Foster IDL, Dearing JA (1990): *Soil erosion on agricultural land*. John Wiley and Sons Ltd., Chichester.
- Borga M, Anagnostou EN, Bloschl G, Creutin JD (2011): Flash flood forecasting, warning and risk management: the HYDRATE project. *Environmental Science and Policy*, 14, 834–844. doi: 10.1016/j.envsci.2011.05.017.
- Brant V, Kroulik M, Pivec J, Zabransky P, Hakl J, Holec J, Kviz Z, Prochazka L (2017): Splash erosion in maize crops under conservation management in combination with shallow strip-tillage before sowing. *Soil and Water Research*, 12, 106–116. doi: 10.17221/147/2015-SWR.
- Cerda A (2001): Effects of rock fragments cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science*, 52, 59–68. doi: 10.1046/j.1365-2389.2001.00354.x.
- Cook HF, Valdes GSB, Lee HC (2006): Mulch effects on rainfall interception, soil physical characteristics and temperature under *Zea mays* L. *Soil and Tillage Research*, 91, 227–235. doi: 10.1016/j.still.2005.12.007.
- Dahiya R, Ingwersen J, Streck T (2007): The effect of mulching and tillage on the water and temperature regimes of a loess soil: experimental findings and modeling. *Soil and Tillage Research*, 96, 52–63. doi: 10.1016/j.still.2007.02.004.
- Dicko MH, Gruppen H, Traore AS, Voragen AGJ, van Berkel WJH (2006): Sorghum grain as human food in Africa: relevance of content of starch and amylase activities. *African Journal of Biotechnology*, 5, 384–395.
- Gholami L, Sadeghi SHR, Homae M (2013): Straw mulching effect on splash erosion, runoff and sediment yield from eroded plots. *Soil Science Society of America Journal*, 77, 268–278. doi: 10.2136/sssaj2012.0271.
- Gilley JE, Finkner SC, Varvel GE (1986): Runoff and erosion as affected by sorghum and soybean residue. *Transactions of the ASAE*, 29, 1605–1610. doi: 10.13031/2013.30361.
- Holubik O, Podrazsky V, Vopravil J, Khel T, Remes J (2014): Effect of agricultural lands afforestation and tree species composition on the soil reaction, total organic carbon and nitrogen content in the uppermost mineral soil profile. *Soil and Water Research*, 9, 192–200. doi: 10.17221/104/2013-SWR.
- Janecek M, Dostal T, Kozlovsky-Dufkova J, Dumbrovsky M, Hula J, Kadlec V, Kovar P, Krasa T, Kubatova E, Kobzova D, Kudrnacova M, Novotny I, Podhradzka J, Prazan J, Prochazka

- kova E, Stredova I, Toman F, Vopravil J, Vlasak J (2012): Erosion control in the Czech Republic – A handbook. Czech University of Life Sciences Prague, Prague. (in Czech)
- Javurek M, Vach M, Strasil Z (2007): Production, economic and energetic aspects of continuous ten-year use of conservation soil tillage. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 38, 179–185.
- Javurek M, Hula J, Vach M, Kroulik M (2008): Impact of different soil tillage technologies on soil erosion effect mitigation. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 39, 218–223.
- Jordan A, Zavala LM, Munoz-Rojas M (2011): Mulching effects on soil physical properties. In: Glinski J, Horabik J, Lipiec J (eds): *Encyclopedia of agrophysics*. Springer Netherlands, 492–496. doi: 10.1007/978-90-481-3585-1\_275.
- Kabelka D, Kincl D, Janecek M, Vopravil J, Vrablik P (2019): Reducing of soil organic matter loss caused by water erosion in inter-rows of hop gardens. *Soil and Water Research*, 14, 172–182. doi: 10.17221/135/2018-SWR.
- Karami A, Homae M, Afzalnia S, Ruhipour H, Basirat S (2012): Organic resource management: impacts on soil aggregate stability and other soil physico-chemical properties. *Agriculture Ecosystem Environment*, 148, 22–28. doi: 10.1016/j.agee.2011.10.021.
- Lal R, Reicosky DC, Hanson JD (2007): Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. *Soil Tillage Research*, 93, 1–23. doi: 10.1016/j.still.2006.11.004.
- McGregor KC, Mutchler CK (1992): Soil loss from conservation tillage for sorghum. *Transactions of the ASAE*, 35, 1841–1845. doi: 10.13031/2013.28804.
- Mulumba LN, Lal R (2008): Mulching effects on selected soil physical properties. *Soil Tillage Research*, 98, 106–111. doi: 10.1016/j.still.2007.10.011.
- Nemecek J, Muhlhanselova M, Macku J, Vokoun J, Vavrcek D, Novak P (2011): Taxonomy classification soil system of the Czech Republic. Czech University of Life Sciences Prague, Prague. (in Czech)
- Novara A, Gristina L, Saladino SS, Santoro A, Cerda A (2011): Soil erosion assessment on tillage and alternative soil managements in a Sicilian vineyard. *Soil and Tillage Research*, 117, 140–147. doi: 10.1016/j.still.2011.09.007.
- Nyakatawa EZ, Reddy KC, Lemunyon JL (2001): Predicting soil erosion in conservation tillage cotton production systems using the revised universal soil loss equation (RUSLE). *Soil Tillage Research*, 57, 213–224. doi: 10.1016/S0167-1987(00)00178-1.
- Pelosi C, Toutous L, Chiron F, Dubs F, Hedde M, Muratet A, Ponge JF, Salmon S, Makowski D (2013): Reduction of pesticide use can increase earthworm populations in wheat crops in a European temperate region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 181, 223–230. doi: 10.1016/j.agee.2013.10.003.
- Podrazsky V, Holubik O, Vopravil J, Khel T, Moser WK, Prknova H (2015): Effect of afforestation on soil structure formation in two climatic regions of the Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 61, 225–234. doi: 10.17221/6/2015-JFS.
- Podrazsky V, Fulin M, Prknova H, Beran F, Trestik M (2016): Changes of agricultural land characteristics as a result of afforestation using introduced tree species. *Journal of Forest Science*, 62, 72–79. doi: 10.17221/96/2015-JFS.
- Prasuhn V (2012): On-farm effects of tillage and crops on soil erosion measured over 10 years in Switzerland. *Soil and Tillage Research*, 120, 137–146. doi: 10.1016/j.still.2012.01.002.
- Sadeghi SHR, Gholami L, Homae M, Khaledi Darvishan A (2015): Reducing sediment concentration and soil loss using organic and inorganic amendments at plot scale. *Solid Earth*, 6, 445–455. doi: 10.5194/se-6-445-2015.
- Sarapatka B, Bednar M (2015): Assessment of potential soil degradation on agricultural land in the Czech Republic. *Journal of Environmental Quality*, 44, 154–161. doi: 10.2134/jeq2014.05.0233.
- Shipitalo MJ, Edwards WM (1998): Runoff and erosion control with conservation tillage and reduced-input practices on cropped watersheds. *Soil and Tillage Research*, 46, 1–12. doi: 10.1016/S0167-1987(98)80102-5.
- Strauss P, Swoboda D, Blum WEH (2003): How effective is mulching and minimum tillage to control runoff and soil loss? A literature review. In: Gabriels D, Cornelis WM (eds): *Proc. International Symposium on 25 Years of Assessment of Erosion*, Ghent, Belgium, 545–550.
- Taguas EV, Arroyo C, Lora A, Guzman G, Vanderlinden K, Gomez JA (2015): Exploring the linkage between spontaneous grass cover biodiversity and soil degradation in two olive orchard microcatchments with contrasting environmental and management conditions. *Soil*, 1, 651–664. doi: 10.5194/soil-1-651-2015.
- Tarolli P, Preti F, Romano N (2014): Terraced landscapes: from an old best practice to a potential hazard for soil degradation due to land abandonment. *Anthropocene*, 6, 10–25. doi: 10.1016/j.ancene.2014.03.002.
- Uson A, Cook HF (1995): Water relations in a soil amended with composted organic waste. In: Cook HF, Lee HC (eds): *Soil management in sustainable agriculture*. Wye College Press, Ashford, UK, 453–460.
- Vach M, Strasil Z, Javurek M (2016): Economic efficiency of selected crops cultivated under different technology of soil tillage. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 47, 40–46. doi: 10.1515/sab-2016-0007.
- Vanwalleghe T, Amate JI, de Molina MG, Fernandez DS, Gomez JA (2011): Quantifying the effect of historical soil management on soil erosion rates in Mediterranean olive orchards. *Agriculture Ecosystem Environment*, 142, 341–351. doi: 10.1016/j.agee.2011.06.003.
- Wang J, Huang J, Zhao X, Wu P, Horwath WR, Li H, Jing Z, Chen X (2014): Simulated study on effects of ground managements on soil water and available nutrients in jujube orchards. *Land Degradation and Development*, 27, 35–42. doi: 10.1002/ldr.2334.
- Wendt RC, Burwell RE (1985): Runoff and soil losses for conventional, reduced, and no-till corn. *Soil and Water Conservation*, 40, 450–454.

Wischmeier WH, Smith DD (1978): Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. Agriculture Handbook. U.S. Department of Agriculture, Government Printing Office, Washington, D.C.

Wooldridge J, Harris RE (1991): Effect of organic mulches and plastic sheet on soil temperature. Deciduous Fruit Grower, 41, 118–121.

---

*Corresponding Author:*

Ing. David K a b e l k a , Research Institute for Soil and Water Conservation, Žabovřeská 250, 156 27 Prague 5-Zbraslav, Czech Republic, phone: +420 257 027 327, e-mail: kabelka.david@vumop.cz

---

## Publikační přehled

Česká zemědělská univerzita v Praze – (a)

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i. – (b)

### Vědecké články (J<sub>imp</sub>, J<sub>sc</sub>)

**Kabelka D.** <sup>(a, b)</sup>, Kincl D., Janeček M., Vopravil J., Vráblík P., 2019: Reduction in soil organic matter loss caused by water erosion in inter-rows of hop gardens. *Soil & Water Research* 14(3): 172 – 182.

Procházková E., Kincl D., **Kabelka D.** <sup>(a, b)</sup>, Vopravil J., Nerušil J., Menšík L., Barták V., 2020: The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion. *Soil & Water Research*, online: 1 – 8.

**Kabelka D.** <sup>(a, b)</sup>, Kincl D., Vopravil J., 2020: Influence of No-Till Technology on Reducing Soil Degradation During Sorghum Cultivation. *Scientia Agriculturae Bohemica* 51(1): 31 – 39.

### Odborná kniha (B)

Menšík, L., Kincl, D., Nerušil, P., Srbek, J., **Kabelka, D.** <sup>(b)</sup>, Herout, M., Jurka, M., Šedek, A., Horký, T., Vach, M., 2018: Pěstování kukuřice seté půdoochrannými technologiemi. Příkladová studie Boskovická brázda a Středočeská pahorkatina. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i. a Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, s. 102. ISBN 978-80-87361-89-4.

Vácha R., Čechmánková J., Duffková R., Horváthová V., Huislová P., **Kabelka, D.** <sup>(b)</sup>, Kapička J., Khel T., Kincl D., Kulhavý Z., Novák P., Novotný I., Papaj V., Pelíšek I., Podhrázká J., Pochop M., Skála J., Srbek J., Tlapáková L., Vopravil J., Zajíček A., Žížala D., 2019: Půda naše bohatství. Profi Press, Praha, s. 227. ISBN 978-80-88306-00-9.

### **Certifikovaná metodika (N<sub>met</sub>)**

Kincl D., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Srbek J., Čáp P., Petrů A., Petera M., Krofta K., Pokorný J., 2018: Půdoochranné technologie pro pěstování chmelu. Certifikovaná metodika, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, s. 23.

### **Ověřená technologie (Z<sub>tech</sub>)**

Kincl D., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Srbek J., Čáp P., Krofta K., Pokorný J., 2017: Ochrana erozně ohrožených chmelnic. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, s. 28.

Kincl D., Čáp P., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Srbek J., Vopravil J., Petera M., 2019: Mobilní technická protierozní opatření pro pěstování kukuřice. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, s. 34.

### **Ostatní publikační činnost (O)**

Kincl D., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, 2017: Mobilní protierozní opatření. Pro města a obce 9: 30 – 31.

Kincl D., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Krofta K., Srbek J., Pokorný J., Vopravil J., 2017: Ochrana erozně ohrožených chmelnic před vodní erozí. Regionální rozvoj mezi teorií a praxí 03: 4 – 14.

Petrů A., Kincl D., Srbek J., Čáp P., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Kobzová D., Vopravil J., 2017: Nové postupy v managementu zpracování půdy vedoucí ke snížení znečištění vod z nebudových zdrojů – Interní metodický postup prací a odběru vzorků při polním experimentu. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, s. 30.

Petrů A., Petera M., Srbek J., Čáp P., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Kincl D., Vopravil J., 2017: Nové postupy v managementu zpracování půdy vedoucí ke snížení znečištění vod z nebudových zdrojů – Pokusná stanice. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, s. 20.

**Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Kincl D., Srbek J., Čáp P., 2018: Ozeleněné meziřadí jako protierozní způsob ochrany chmelnic. Chmelařství 4-5: 54 – 57.

Kincl D., Srbek J., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Vopravil J., 2018: Racionální rozloha osevů a vodní eroze. Zemědělec 39: 26.

**Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Kincl D., Čáp P., 2019: Ochrana půdy před vodní erozí je důležitá i ve chmelnicích. Chmelařství 3: 26 – 28.

Kincl D., **Kabelka D.** <sup>(a,b)</sup>, Srbek J., Čáp P., Petrů A., Petera M., Krofta K., Pokorný J., 2019: Půdoochranné technologie pro pěstování chmelu otáčivého. Seminář k agrotechnice chmele – Sborník přednášek a příspěvků ze semináře konaného dne 21. 2. 2019, Chmelařský institut s. r. o., Žatec.

Kumhálová J., Krofta K., Chyba J., Brant V., Lukáš J., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Starý K., 2019: Sledování růstu chmele pomocí distančních metod a senzorové techniky. Konference GIS Esri v ČR, 6. a 7. 11. 2019, Praha.

Vopravil J., Brant V., Krofta K., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Kincl D., Khel T., Veselý A., Pokorný J., Ježek J., Kumhálová J., Kroulík K., 2019: Hodnocení optimalizačních technologií na chmelnici a stanovení změn vodního režimu půdy – interní metodika. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, s. 22.

### **Workshopy (W)**

Kincl D., **Kabelka D.** <sup>(a,b)</sup>, Krofta K., Pokorný J., 2017: Půdoochranné technologie pro obhospodařování chmelnic. Workshop - Chmelařské dny, Stekník, 10. 8. 2017.

Kincl D., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Srbek J., Štěpánová V., Čáp P., 2018: Mobilní technická protierozní opatření a Komplexní půdoochranné technologie pro pěstování chmelu. Solopysky a Hovorčovice, 14. 5. 2018.

Kincl D., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Srbek J., 2018: Půdoochranné technologie pro pěstování chmelu. Stekník, 9. 8. 2018.

Kincl D., Čáp P., **Kabelka D.** <sup>(b)</sup>, Srbek J., 2019: Mobilní technické prvky a další protierozní opatření pro omezení vodní eroze. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, 1. 11. 2019.



## **Odborný životopis**

**Jméno, tituly:** David Kabelka, Ing.

**Adresa bydliště:** Bezručova 543, Dačice, 380 01

**Telefon:** +420 721 407 753

**Email:** [kabelka@fzp.czu.cz](mailto:kabelka@fzp.czu.cz)

**Datum narození:** 27. dubna 1992

**Místo narození:** Dačice

### **Dosažené vzdělání**

#### **2017 – současnost**

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí.

postgraduální studium – Úpravy vodního režimu krajiny, Katedra biotechnických úprav krajiny. Téma: Kvantifikace degradačních procesů způsobených vodní erozí u půdoochranných způsobů hospodaření vybraných zemědělských plodin.

#### **2014 - 2016**

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí.

magisterské studium – Regionální environmentální správa, zakončeno státní závěrečnou zkouškou – titul Ing.

#### **2011 – 2014**

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí

bakalářské studium – Územní technická a správní služba, zakončeno státní závěrečnou zkouškou – titul Bc.

#### **2007 - 2011**

Gymnázium Dačice, zakončeno maturitní zkouškou.

## **Pracovní zkušenosti**

### **únor/2017 – současnost**

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i. – Oddělení pedologie a ochrany půdy. Pozice: Odborný pracovník výzkumu a vývoje.

## **Vědecké granty – spoluúčast**

NAZV QJ1610418: Komplexní půdoochranné technologie pro pěstování chmele otáčivého, doba řešení 2016 – 2018.

NAZV QJ1510179: Komplexní půdoochranné technologie zakládání *Zea mays* L. v rámci reintenzifikace rostlinné výroby, doba řešení 2015 – 2018.

TAČR TH02030642: Nové postupy v managementu zpracování půdy vedoucí k snížení znečištění vod z nevodových zdrojů, doba řešení 2017 – 2020.

NAZV QK1710242: Mobilní technická protierozní opatření pro pěstování kukuřice, doba řešení 2017 – 2021.

NAZV QK1810463: Vývoj nové formy probiotické superabsorbční podestýlky s následným využitím pro zadržení dešťové vody v půdě, doba řešení 2018 – 2021.

TAČR TITSMZP717: Systém krajinných úprav pro adaptaci zemědělské (lesozemědělské) krajiny na klimatickou změnu v období 2030+, doba řešení 2018 – 2022.

NAZV QK1910334: Inovace šetrných systémů pěstování kukuřice s využitím podsevových plodin k omezení degradace půdy a zlepšení hospodaření s vodou v podmínkách měnícího se klimatu, doba řešení 2019 – 2023.

NAZV QK1910170: Zajištění dlouhodobé konkurenceschopnosti českého chmelařství na základě implementace principů precizního zemědělství a technologií smart farming, doba řešení 2019 – 2023.

Ministerstvo zemědělství – funkční úkol 2017: Ověřování půdoochranných technologií s možností zařazení technologie do seznamu půdoochranných technologií využitelných v rámci plnění podmínek standardu DZES 5 a upřesňování hodnot faktoru ochranného vlivu vegetace (smlouva o dílo č. 622-2016-10052).

Ministerstvo zemědělství – funkční úkol 2019: Vyhodnocení postupů šetrných k životnímu prostředí v rámci PRV a dopadů intervencí na stav organické hmoty, biologickou aktivitu v půdě a erodovatelnost půdy (smlouva o dílo č. 306-2018-14132).

### **Jazykové znalosti**

anglický jazyk – pokročilá úroveň

německý jazyk – základní úroveň

### **Počítačové dovednosti**

MS Office, Open Office

Software GIS – ArcGIS 10

Grafické programy – Adobe Photoshop, Gimp, Photofiltre

## Fotodokumentace pořízená během výzkumu



**Obrázek 1:** Polní simulátor deště využívaný ve Výzkumném ústavu meliorací a ochrany půdy, v. v. i. (2019), autor: David Kabelka.



**Obrázek 2:** Vyústění sběrného žlabu a místo odběru vzorků (2017), autor: David Kabelka.



**Obrázek 3:** Svazenka vrtičolistá v meziřadí chmelnic při druhém termínu měření simulátorem deště (2017), autor: David Kabelka.



**Obrázek 4:** Luskovinoobilná směs ve chmelnici během druhého termínu měření simulátorem deště (2016), autor: Jan Srbek.



**Obrázek 5:** Kypření meziřadí ve chmelnicích při klasickém způsobu hospodaření (2017), autor: David Kabelka.



**Obrázek 6:** Meziřadí chmelnic není při klasickém způsobu hospodaření chráněno před vodní erozí (2017), autor: David Kabelka.



**Obrázek 7:** Vodní eroze ve chmelnici (2017), autor: David Kabelka.



**Obrázek 8:** Kukuřice setá a pásové zpracování půdy v travním porostu při prvním termínu měření simulátorem deště (2017), autor: David Kabelka.



**Obrázek 9:** Konvenční způsob hospodaření u kukuřice seté během prvního termínu měření simulátorem deště (2017), autor: David Kabelka.



**Obrázek 10:** Konvenční způsob hospodaření u kukuřice seté ve druhém termínu měření simulátorem deště (2017), autor: David Kabelka.





**Obrázek 11:** Bezorebně setý čirok do porostu žita (2017), autor: Martin Petera.



**Obrázek 12:** Konvenčně pěstovaný čirok (2017), autor: Martin Petera.